

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

WAGNER WESTPHALEN PIEPER

**A VARIABILIDADE ESPACIAL DOS ÍNDICES AMBI E M-AMBI EM  
AMBIENTES ESTUARINOS DA COSTA SUL E SUDESTE DO BRASIL**

PONTAL DO PARANÁ  
2010

WAGNER WESTPHALEN PIEPER

## **A VARIABILIDADE ESPACIAL DOS ÍNDICES AMBI E M-AMBI EM AMBIENTES ESTUARINOS DA COSTA SUL E SUDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

**Orientador:** Prof. Dr. Maurício Garcia de Camargo

PONTAL DO PARANÁ  
2010

- P614      Pieper, Wagner Westphalen  
A variabilidade espacial dos índices AMBI e M-AMBI em ambientes estuarinos da Costa Sul e Sudeste do Brasil / Wagner Westphalen Pieper.--- Pontal do Paraná, PR, 2010. 119f. : il. color. , mapas, gráfs., tabs.
- Orientador : Maurício Garcia de Camargo  
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra, Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos.
- Anexos  
Inclui referências
- 1.Estuários – Brasil, Costa Sul. 2. Estuários – Brasil, Sudeste. 3. Estuários – Aspectos ambientais – Brasil. 4. AMBI (AZT Marine Biotic Index). I. Camargo, Maurício Garcia de. II. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências da Terra. Centro de Estudos do Mar. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos. III. Título.

---

CDD 22.ed.      551.4613

Samira do Rego Elias      CRB-9/755



**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS  
COSTEIROS E OCEÂNICOS**

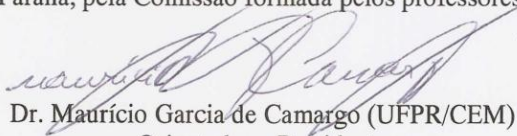
**Centro de Estudos do Mar - Setor Ciências da Terra - UFPR**  
Avn. Beira-mar, s/nº - Pontal do Sul - Pontal do Paraná - Paraná - Brasil  
Tel. (41)3455-3620 - Fax (41)3455-3623 - www.cem.ufpr.br/pgsisco - E-mail: pgsisco@ufpr.br


**TERMO DE APROVAÇÃO**


Wagner Westphalen Pieper

***“Variabilidade espacial de quatro índices bióticos em relação a descritores  
de enriquecimento orgânico do sedimento no sub-litoral de quatro estuários  
da Costa Sul e sudeste do Brasil”.***

Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de  
Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, da Universidade Federal do  
Paraná, pela Comissão formada pelos professores:

  
Dr. Maurício Garcia de Camargo (UFPR/CEM)  
Orientador e Presidente

  
Dr. Paulo da Cunha Lana (UFPR/CEM)  
Membro Examinador

  
Dr. Paulo César de Paiva (UFRJ)  
Membro Examinador

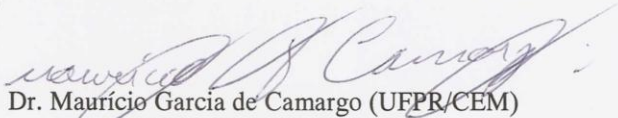
Pontal do Paraná, 29 de março de 2010.

*“Variabilidade espacial de quatro índices bióticos em relação a  
descritores de enriquecimento orgânico do sedimento no sub-litoral de  
quatro estuários da Costa Sul e sudeste do Brasil”*

POR

Wagner Westphalen Pieper

Dissertação nº 58 aprovada como requisito parcial do grau de Mestre no  
Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da  
Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos  
professores:

  
Dr. Maurício Garcia de Camargo (UFPR/CEM)  
Orientador e Presidente



Dr. Paulo da Cunha Lana (UFPR/CEM)  
Membro Examinador



Dr. Paulo César de Paiva (UFRJ)  
Membro Examinador

Pontal do Paraná, 29 de março de 2010.

*“Em realidade, nós nada mais somos que a materialização  
de uma impossibilidade estatística.”*

*Wagner Westphalen Pieper.*

*“É a teoria que decide o que podemos observar.”*

*Albert Einstein*

*“A toda ação há sempre uma reação  
oposta e de igual intensidade.”*

*Isaac Newton*

*“Pai e mãe bonitos, filho feio...  
Alguma coisa entrou no meio!”*

*Pedro De Lara*

## AGRADECIMENTOS

Ao amigo e orientador prof. Dr. Maurício Garcia de Camargo, por ter me convidado a fazer o mestrado e ter proporcionado todo apoio técnico-científico e material de que necessitei na conclusão deste trabalho, pelo apoio financeiro com a bolsa do laboratório e outras oportunidades em consultorias que me renderam importantes aprendizados e experiências pessoais do qual não irei me esquecer tão cedo. Muito obrigado pelo empenho em momentos críticos do trabalho e sobretudo pela paciência e cordialidade, estas que foram marcas constantes no convívio diário no LAMEC.

O meu muito obrigado a Tropa de Elite do LAMEC, Fernandinha, Daia e Eliandro, a Fernanda pelas conversas sobre os dados de Cananéia e auxílio na alteração e diagramação de mapas, a Daia pela ajuda na formatação e conferência, ao Eliandro (conjuntamente com o “*Capitão Maurício*”) por terem solucionado o enigma da linha de costa de Guaratuba! Enfim, além do apoio nas horas do sufoco, agradeço pela amizade, companheirismo e clima de descontração que tivemos em todo período de convivência no laboratório.

A todos os integrantes do Laboratório de Bentos, Verônica, Maikon, Madeira, Kalina, Leonardo, Carlos Sueli, Marco meio fauna, Micheli, Jose e Daphne, pela alegria e amizade compartilhada nos momentos em que precisei pesquisar dados, das trocas de informação e dos cafezinhos que a Verônica fazia. Em especial, ao prof. Dr. Paulo da Cunha Lana por me acolher como “pseudo-integrante” e permitir meu livre acesso no Laboratório do Bentos e seu material bibliográfico, pelas boas conversas e sugestões acadêmicas.

Ao meu grande amigo Leonardo Sandrini pelo apoio nas tentativas de aplicação de outras abordagens estatísticas e por sanar muitas dúvidas no uso da linguagem R.

A todos os funcionários do Centro de Estudos do Mar que são os responsáveis por manter toda esta estrutura em funcionamento.

Aos membros da banca por aceitarem e disporem de seu tempo na avaliação deste trabalho.

Ao meu pai, por seu meu apoio fundamental, meu pilotis, meu melhor amigo, sem o qual eu não teria condições de empreender nesta jornada acadêmica.

## RESUMO

A avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos pode ser realizada através da análise de parâmetros físico-químicos ou de parâmetros biológicos. Com intuito de avaliar a variabilidade espacial de dois índices bióticos bênticos, foram realizadas amostragens no sublitoral de quatro estuários (Baía de Trapandé, Baía das Laranjeiras, Baía de Guaratuba e Baía da Babitonga) na costa sudeste e sul do Brasil nos anos de 2006 e 2007. O objetivo deste estudo foi verificar a variabilidade dos índices AMBI, M-AMBI e complementarmente a diversidade de Shannon e o parâmetro da riqueza, frente aos padrões de distribuição dos descritores orgânicos (concentrações totais de fósforo, nitrogênio, carbono orgânico e, em especial, o teor de matéria orgânica) e granulométricos do sedimento. Os resultados dos índices bióticos demonstraram alta variabilidade entre as classificações de condição ambiental. A análise espacial possibilitou visualizar a correspondência entre os índices bióticos e as concentrações da matéria orgânica. Por outro lado, a maioria dos resultados das análises de redundância (RDA) entre variáveis bióticas e abióticas não sustentaram tal associação dos índices com a matéria orgânica, demonstrando que as concentrações desta variável tiveram papel secundário no padrão de respostas dos índices. Os efeitos impostos pelo gradiente de energia ambiental dos estuários foram os principais agentes condicionantes na variabilidade dos resultados apontados pelos índices. O índice AMBI foi particularmente afetado por zonas de máxima turbidez e acusou alterações em locais com altas concentrações de carbono orgânico total, o índice M-AMBI teve suas respostas (pelo efeito ponderado ao índice de Shannon e a riqueza) mais sensivelmente associadas ao hidrodinamismo dos estuários. Apesar das diferenças entre às respostas do índices e suas limitações, uma avaliação mais atenta deste conjunto de resultados sugerem que estes índices podem auxiliar, em conjunto com a abordagem espacial e multivariada, a identificação de ambientes perturbados ou naturalmente estressados, todavia, sem apresentar ainda resultados que representem fidedignamente o grau de condição ou qualidade ambiental.

Palavras-chave: índices bióticos, AMBI, estuários, condição ambiental, variabilidade espacial.



## **ABSTRACT**

The environmental condition of aquatic ecosystems can be evaluated through analysis of physico-chemical or biological parameters. In order to assess the spatial variability of two benthic biotic indices, sublittoral samples were taken in four estuaries (Trapandé Bay, Laranjeiras Bay, Guaratuba Bay and Babitonga Bay) in southeastern and southern Brazil in 2006 and 2007. The main goal of this study was to investigate the variability of AMBI and M-AMBI indices, Shannon diversity and species richness. Moreover these indicators were compared to the distribution patterns of organic descriptors (concentrations of total phosphorus, nitrogen, organic carbon and, particularly, the organic matter content) and sediment grain size. The results of the biotic indexes showed a high variability among classifications of environmental condition. The spatial analysis allowed the visualization of relationships between the biotic indices and organic matter content. However, most of the results of redundancy analysis (RDA) among biotic and abiotic variables did not demonstrate this relationship, showing that the organic matter content had a secondary role in the response pattern of the indices. The effects imposed by environmental energy gradient of the estuaries were the most important factor determining the spatial variability of the biotic indices. The AMBI index was particularly affected by turbidity maximum zones and indicated changes in locations with high concentrations of total organic carbon. The M-AMBI index (weighted by the effect the Shannon index and richness) were significantly associated with the hydrodynamics of estuaries. Despite the differences between the responses of the indices and their limitations, a more careful assessment of this set of results suggest that these indices can help, together with the spatial approach and multivariate analysis, identification of disturbed environments or naturally stressed, but still no show results that faithfully represent the degree of environmental condition or quality.

**Keywords:** biotic indexes, AMBI, estuary, environmental condition, spatial variability.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>7</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>11</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO – CARACTERIZAÇÃO MACRO-REGIONAL .....	11
2.1.1 Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia-Iguape .....	13
2.1.2 Complexo Estuarino de Paranaguá - Baía das Laranjeiras .....	15
2.1.3 Baía de Guaratuba .....	17
2.1.4 Baía da Babitonga .....	20
2.2 AMOSTRAGEM .....	22
2.3 ÍNDICES BIÓTICOS BÊNTICOS .....	24
2.3.1 AMBI (AZTI Marine Biotic Index): .....	24
2.3.2 Índice de Diversidade Específica de Shannon .....	26
2.3.3 Índice M-AMBI .....	27
2.3.4 VALORES DE CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES .....	28
2.4 PROCESSAMENTO DOS DADOS .....	29
2.4.1 Cálculo dos índices bióticos .....	29
2.4.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	30
2.4.2.1 ANÁLISE ESPACIAL .....	31
2.4.2.2 ANÁLISE MULTIVARIADA .....	32
<b>3 RESULTADOS .....</b>	<b>33</b>
3.1 BAÍA DE TRAPANDÉ .....	36
3.1.1 Análise espacial da campanha de inverno .....	36
3.1.2 Análise espacial da campanha de verão .....	38
3.2 BAÍA DAS LARANJEIRAS .....	40
3.2.1 Análise espacial da campanha de inverno .....	40
3.2.2 Análise espacial da campanha de verão .....	42
3.3 BAÍA DE GUARATUBA .....	44
3.3.1 Análise espacial da campanha de inverno .....	44
3.3.2 Análise espacial da campanha de verão .....	46
3.4 BAÍA DA BABITONGA .....	48
3.4.1 Análise espacial da campanha de inverno .....	48
3.4.2 Análise espacial da campanha de verão .....	50
3.5 ANÁLISES DE REDUNDÂNCIA (RDA) .....	52
3.5.1 BAÍA DE TRAPANDÉ - Campanha de inverno .....	52
3.5.2 BAÍA DE TRAPANDÉ - Campanha de verão .....	53
3.5.3 BAÍA DAS LARANJEIRAS - Campanha de inverno .....	54
3.5.3 BAÍA DAS LARANJEIRAS - Campanha de verão .....	56
3.5.4 BAÍA DE GUARATUBA - Campanha de inverno .....	57
3.5.5 BAÍA DE GUARATUBA - Campanha de verão .....	59
3.5.6 BAÍA DA BABITONGA - Campanha de inverno .....	60
3.5.7 BAÍA DA BABITONGA - Campanha de verão .....	61
<b>4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>63</b>
<b>5 REFERÊNCIAS .....</b>	<b>72</b>
<b>6 ANEXOS .....</b>	<b>89</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A avaliação da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos pode ser realizada através da análise de parâmetros físico-químicos ou de parâmetros biológicos (DÍAZ *et al.*, 2004). Uma série de técnicas numéricas vem sendo desenvolvidas para avaliação do estresse ambiental a partir de indicadores macrobênticos (ELLIOT, 1994). Estas técnicas podem ser agrupadas em índices de diversidade, índices bióticos, espécies indicadoras, representação gráfica e análises multivariadas.

Os parâmetros biológicos apresentam a vantagem de fornecer informações sobre a qualidade da água em períodos mais longos, principalmente se forem considerados os organismos sésseis, que refletem melhor a condição ecológica geral do corpo d'água (HALE & HELTSHE, 2008). Utilizando os parâmetros biológicos, três tipos de índices são comumente aplicados na avaliação do impacto ambiental em comunidades aquáticas: índices bióticos, índices de diversidade e índices de comparação da comunidade (DAUVIN, 2007). Os índices bióticos estabelecem a alteração em termos da tolerância ou sensibilidade relativa dos organismos presentes a uma dada situação de poluição; os índices de diversidade avaliam os efeitos da poluição em termos de estrutura da comunidade; os índices de comparação da comunidade (também denominados índices de similaridade) detectam os efeitos de poluentes sobre a composição da comunidade (McKENZIE *et al.*, 1992).

O primeiro índice biótico surgiu no início do século passado, na Alemanha (KOLKWITZ & MARSSON, 1908), e foi baseado no conceito de saprobidade, o qual indica a dependência de um organismo da decomposição de substâncias orgânicas como fonte de alimento (METCALFE, 1989). Este índice de saprobidade representou o primeiro esforço de categorização do estado de integridade dos corpos d'água com base na sua biota, fundamentado na presença relativa de microorganismos indicadores (bactérias, algas e protozoários).

Os índices bióticos partem do pressuposto de que diferentes organismos vivem em diferentes condições e que, se um indivíduo pertencente a uma espécie

ambientada a condições de poluição for encontrado em uma determinada área, então esta área terá uma probabilidade maior de estar contaminada. As espécies do macrobentos são propícias para estimar as condições ambientais devido à sua diversidade de tolerância fisiológica e estratégias de vida com ciclos relativamente longos e pouca mobilidade (PEARSON & ROSENBERG, 1978; DAUER *et al.*, 2000; DAUER *et al.*, 2008). Em geral, a resposta esperada dos índices bióticos bênticos à poluição orgânica seria a redução do número de espécies sensíveis e o aumento do número de espécies tolerantes (TRANNUM *et al.*, 2006).

O macrobentos tem sido extensivamente usado na análise da qualidade ambiental marinha. Várias diretivas do governo da União Européia sugerem a utilização de organismos bênticos na avaliação de impacto ambiental causado por poluição orgânica. Entre estas diretivas, a WFD (Water Framework Directive – European Commission, 2000) foi a mais influente, incluindo entre as suas diretrizes a necessidade do estabelecimento de índices bióticos bênticos para apontar, detectar e quantificar as alterações induzidas no ecossistema, através de uma classificação de escore de qualidade ecológica em cinco categorias (alta, boa, moderada, pobre e má).

Diversos índices bióticos foram desde então propostos para avaliar e classificar a qualidade ecológica a partir de comunidades bênticas em estuários e águas costeiras, como AMBI (BORJA *et al.*, 2000), BENTIX (SIMBOURA & ZENETOS, 2002) e M-AMBI (MUXIKA, 2006). A facilidade de aplicação e interpretação para avaliação da qualidade ecológica é a principal vantagem para utilização destes índices (WEISBERG *et al.*, 2008). Apesar do surgimento de outros índices fora da Europa (ENGLE *et al.*, 1994; WEISBERG *et al.*, 1997; VAN DOLAH *et al.*, 1999), os mais utilizados e estudados no mundo ainda são aqueles derivados da diretiva europeia WFD.

Pearson & Rosenberg (1978) estabeleceram as bases teóricas para o estudo dos efeitos do enriquecimento orgânico sobre as comunidades bênticas, segundo as quais a presença de uma espécie ou grupo de espécies poderia ser

usada como parâmetro de detecção deste tipo de impacto. Esta premissa foi à base do desenvolvimento de vários índices bióticos bênticos. O método seria em teoria difícil de aplicar devido à falta de critérios objetivos para determinar o nível a partir do qual uma comunidade deveria ser dominada por uma espécie indicadora para confirmar se existe perturbação de fato (DALLAS, 2004), daí a importância de testar a eficiência de diferentes índices. A comparação entre os índices e a tentativa de relacioná-los com os descritores de enriquecimento orgânico precede a aplicação de abordagens estatísticas múltiplas (QUINN & KEOUGH, 2002), principalmente devido à falta de concordância sobre esta parametrização da comunidade, seja devido à inadequação dos métodos de classificação das espécies quanto ao grau de sensibilidade à poluição ou pela falta de concordância de resposta entre os diferentes índices em diferentes áreas.

A utilização de um único índice pode proporcionar uma boa visualização geral da condição bêntica em um gradiente ambiental (DALE & BEYELER, 2001); Entretanto, mesmo existindo um índice como o AMBI, que tem sido amplamente testado em uma gama variada de situações (MUNIZ *et al.*, 2005), a preferência por combinar o uso de vários índices na avaliação ambiental de uma região é um procedimento amplamente recomendado, pois ajuda a minimizar erros gerados pelas limitações da aplicação de apenas um índice (DALE & BEYELER, 2001; BORJA *et al.* 2003a; BORJA & MUXIKA, 2005; MUNIZ *et al.*, 2005).

Diversos autores encontraram correlações entre os índices bióticos e os descritores de enriquecimento orgânico (BORJA *et al.*, 2000; ROSEMBERG *et al.*, 2004). Blanchet *et al.* (2004) encontraram altas correlações entre estes índices e o conteúdo de silte-argila, expressando indiretamente uma relação entre os índices e o conteúdo de matéria orgânica, pois é nesta fração do sedimento que se encontram os maiores teores de matéria orgânica. Como consequência, os índices perdem poder discriminatório da qualidade ambiental em ambientes com sedimentos mais finos, indicando sempre um estado pior do que realmente ocorre e limitando a aplicação do índice nestes ambientes (especialmente estuários).

Blanchet *et al.* (2008) consideraram problemática a aplicação destes índices, pois não é possível determinar qual parte da variabilidade do índice se deve a perturbações induzidas por impacto antropogênico e qual parte se deve às características do habitat.

Vários trabalhos procuraram testar os vários índices bióticos bênticos, a maioria deles, concluindo que abordagens combinadas de índices são mais eficientes para determinação do grau de perturbação das comunidades (CAEIRO *et al.*, 2005; STEVENS & CONNOLLY, 2004; NIPPER, 2000). Raros, no entanto, são os trabalhos desta natureza efetuados em regiões tropicais e sub-tropicais do hemisfério sul (p.e. MUNIZ *et al.*, 2005).

O objetivo principal deste estudo foi investigar o comportamento da variabilidade espacial de dois índices bióticos AMBI e M-AMBI e, complementarmente, também o índice de diversidade de Shannon e o parâmetro da riqueza de espécies (ambos pela importância conjunta na estruturação interna do M-AMBI), em quatro estuários das regiões sul e sudeste do Brasil (Baía de Trapandé, Baía das Laranjeiras, Baía de Guaratuba e Baía da Babitonga) e internamente em cada um deles, correlacionando-os com a distribuição das variáveis granulométricas e orgânicas do sedimento (Teor de Matéria Orgânica, concentrações totais de Fósforo, Nitrogênio e Carbono Orgânico).

A hipótese de estudo é a de que se os índices variam muito em pontos que apresentem alto teor de matéria orgânica ou em locais com alta concentração de finos, então eu espero encontrar tal variação em locais próximos a adensamentos urbanos (ou em desembocaduras de rios ligados a estes) ou em regiões mais protegidas e internas do estuário. Para testar esta hipótese, as diferentes escalas espaciais (entre estuários e dentro dos estuários) foram abordadas tanto pela estatística clássica multivariada entre descritores e amostras (FIELD *et al.*, 1982) como por ferramentas de análise espacial através da geoestatística (FORTIN & DALE, 2005), com a geração de mapas de variáveis isoladas através de krigagem que podem ser interpretadas em conjunto com mapas de outras variáveis.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

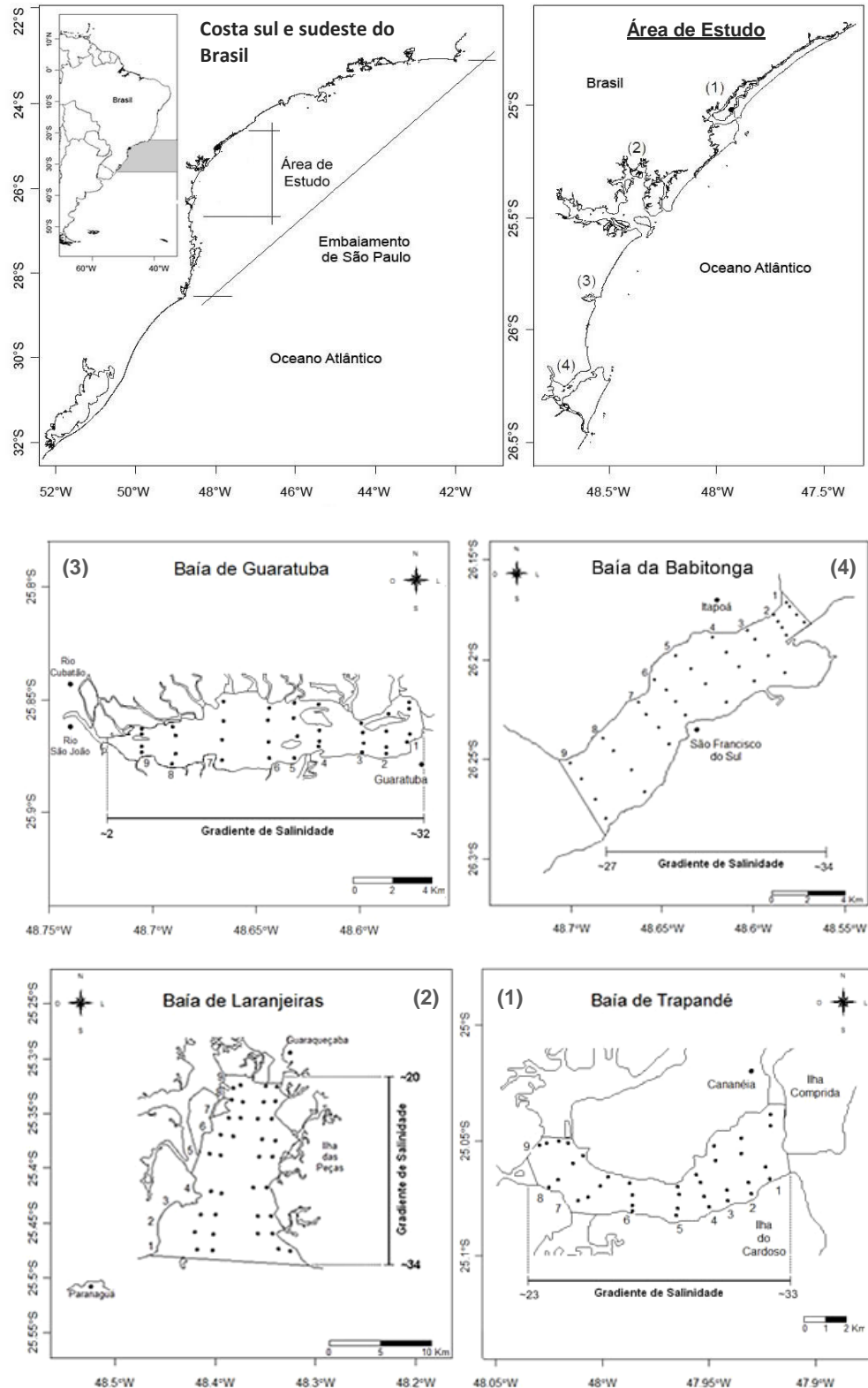
### 2.1 ÁREA DE ESTUDO – CARACTERIZAÇÃO MACRO-REGIONAL

A área total de estudo abrange quatro estuários, localizados em três estados brasileiros: No sul do Estado de São Paulo, o Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia, mais especificamente a porção que compreende a Baía de Trapandé. No Estado do Paraná ao norte, o Complexo Estuarino de Paranaguá (especificamente a Baía das Laranjeiras) e ao sul a Baía de Guaratuba. E por fim, no norte do Estado de Santa Catarina, a Baía da Babitonga (FIGURA 1).

Estes estuários fazem parte da margem continental sul-sudeste brasileira, numa região geograficamente denominada Embaiamento de São Paulo que se estende desde o município de Cabo Frio (RJ) até o município do Cabo de Santa Marta (SC) (entre 22°S e 29°S, aproximadamente).

Uma análise indireta, através de imagens de satélite e censo populacional, mostram que os estuários mais ao norte (Baías de Trapandé e de Laranjeiras) apresentam os maiores graus de preservação ambiental e menores quantidades de densidade populacional no seu entorno, enquanto que mais ao sul, a Baía de Guaratuba apresenta significativa urbanização e densidade populacional, seguida da Baía da Babitonga que apresenta grande urbanização no seu entorno e elevada densidade populacional.

A população estimada da cidade de Cananéia (SP) é de 12.039 habitantes (IBGE, 2007). A população estimada da cidade de Guaraqueçaba (PR) é de 7.732 habitantes (IBGE, 2007). O município de Guaratuba possui uma população estimada de 30.793 habitantes, a porção norte da Baía de Guaratuba faz divisa com município de Matinhos que possui 23.357 habitantes (IBGE, 2007). A Baía da Babitonga possui seis municípios no seu entorno: Itapoá, Garuva, Joinville, Araquari, Balneário Barra do Sul e São Francisco do Sul. O total estimado da população destas cidades chega a 577.284 habitantes (IBGE, 2007). Demais características e imagens serão detalhadas por estuário na sequência.



**FIGURA 1.** Mapa da costa sul e sudeste do Brasil, da área de estudo com os quatro estuários e suas disposições geográficas junto à linha de costa e a numeração de 1 a 4 correspondente a cada estuário: (1) Baía de Trapandé; (2) Baía das Laranjeiras; (3) Baía de Guaratuba; (4) Baía da Babitonga. O mapa das baías mostra o grid de pontos amostrais (36) com transectos de 1 a 9 na margem dos estuários e o gradiente de salinidade superficial da água registrado ao longo de cada estuário durante as campanhas.



### 2.1.1 COMPLEXO ESTUARINO LAGUNAR DE CANANÉIA-IGUAPE

O Complexo Estuarino de Cananéia-Iguape localiza-se no litoral sul do Estado de São Paulo entre as coordenadas geográficas 24°40'S / 25°05'S de latitude e 47°25'W / 48°10'W de longitude. A região é um complexo de corpos d'água encerrados entre o continente e a Ilha Comprida, uma língua de areia de 70 km, limitado ao norte pelo Rio Ribeira do Iguape e, ao sul (FIGURA 2) pela Baía de Trapandé (LIANG *et al.*, 2003).

O Sistema Estuarino-Lagunar compreende dois canais que se estendem paralelos à costa, denominados Mar de Cubatão e Mar de Cananéia, com 6 m e 10 m de profundidade média, respectivamente, e com uma abertura ao sul para a Baía de Trapandé com cerca 13 m de profundidade. Esses canais circundam a Ilha de Cananéia, uma das quatro que fazem parte do sistema, juntamente com a Ilha Comprida, a Ilha do Cardoso e a Ilha de Iguape, que se encontram separadas por sistemas de canais lagunares e rios, que se comunicam com o Oceano Atlântico. O sistema tem área total de 135 km<sup>2</sup> (BÉRGAMO, 2000)



**FIGURA 1.** Imagem de satélite da totalidade da Baía de Trapandé. Ao norte localiza-se a cidade de Cananéia e os dois canais paralelos; ao sul está a desembocadura formada pela Ilha Comprida (norte) e Ilha do Cardoso (sul). Fonte: Google Maps.

A interligação do Sistema Cananéia-Iguape com o oceano é realizada através de três desembocaduras: Icapara ao norte, Cananéia na porção central e Ararapira ao sul (CUNHA-LIGNON, 2001). A desembocadura pela região central, também conhecida como Mar Pequeno (NISHIMA, *et al.*, 2001), é quase tão profunda quanto a Baía de Trapandé, com cerca de 13 m de profundidade e 300 m de largura, a qual é limitada por bancos de areia que são permanentemente retrabalhados (TESSLER & MAHIQUES, 1993). As correntes na Baía de Trapandé são mais intensas na região próxima da ilha do Cardoso, enquanto na porção central e na margem próxima à Ilha de Cananéia as correntes são de menor energia (TESSLER, 1982).

A macrofauna bêntica no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape tem sido pouco estudada. Foram realizados, um levantamento da macrofauna geral por Tommasi (1970), um levantamento das assembléias de ostrácodes por Coimbra *et al.* (2007), um estudo da distribuição horizontal e vertical do macrozoobentos por Delgado (1997) e uma análise da variabilidade espacial da macrofauna na Baía de Trapandé por Souza (2009).

Segundo Souza (2009), a distribuição espacial da macrofauna bêntica, no sublitoral da Baía de Trapandé é condicionada por um mosaico ambiental bem definido, com variações da densidade da fauna e das características do sedimento decrescentes em direção às regiões internas. O setor intermediário apresentou maior riqueza e densidade de espécies e menor hidrodinâmica, principalmente na margem norte, onde ocorrem as menores profundidades. A região externa foi diferenciada das demais devido à alta hidrodinâmica gerada pela interação com o Mar de Cananéia e a desembocadura. Os táxons *Aricidea* sp. e Ophiuroidea foram os únicos correlacionados com a região externa nas duas campanhas. A região interna, em geral, não apresentou diferenças entre as campanhas, apresentando baixa densidade para a maioria das espécies, com exceção apenas para *Bulla striata*.

### 2.1.2 COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ - BAÍA DAS LARANJEIRAS

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) faz parte de um grande sistema estuarino subtropical que contempla também o complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape (LANA *et al.*, 2001). O CEP está situado na porção norte da planície litorânea do estado do Paraná entre as latitudes de 25°16'S / 25°34'S e longitude de 48°17'W / 48°42'W. O CEP possui uma complexa geometria composta por dois eixos principais: o eixo leste-oeste (L-O), representado pelas baías de Paranaguá e Antonina, e o eixo norte-sul (N-S, mais precisamente>NNL-SSO), representado pelas baías das Laranjeiras, Guaraqueçaba e Pinheiros, conectadas por diversos canais de maré.

A Baía das Laranjeiras (FIGURA 3) mede aproximadamente 30 km no eixo N-S e sua largura máxima cerca de 13 Km, perfazendo uma área aproximada de 200 km<sup>2</sup>, sendo a profundidade média de 2,5 m (KNOPPERS *et al.*, 1987). A sua ligação com o oceano se dá por dois acessos, na sua desembocadura através do Canal Norte da Ilha do Mel (**A**) e mais próxima da sua cabeceira pelo Canal do Superagüi, também chamado de Furo do Tibicanga (**B**). Adjacente à desembocadura e a toda porção sul da Baía existe a junção com o outro eixo do complexo, sentido L-W, formado pelas baías de Antonina (mais internamente a leste) e Paranaguá (**6**), no qual se mistura em parte com a Baía das Laranjeiras, mais ao sul, na saída para o mar (**C**). Na porção nordeste ela se comunica com a Baía de Pinheiros (**1**), ao norte com a Baía de Guaraqueçaba (**2**), ao noroeste com a Enseada do Benito (**3**), a leste com a Enseada do Itaqui (**4**), e Rio dos Medeiros (**5**).

A cobertura vegetal nas bordas da Baía integra uma das áreas mais bem preservadas da Mata Atlântica Brasileira, sendo que as regiões menos devastadas situam-se nas bacias de drenagem das Baías de Pinheiros, Laranjeiras e Guaraqueçaba, onde a cobertura vegetal varia entre 75 a 97,6% da área total (IPARDES, 1989; ANDRIGUETO *et al.*, 1996; LIMA *et al.*, 1998). Segundo Mantovanelli (1999), o Complexo Estuarino de Paranaguá recebe a drenagem de aproximadamente 70% da área da bacia hidrográfica litorânea do Estado do Paraná.

As bacias de Antonina e Paranaguá correspondem a 54% da drenagem do CEP, ficando 46% para a Baía de Laranjeiras, sendo que a drenagem não é tão direta quanto no eixo L-O, devido à presença de sub-estuários, como as enseadas de Itaqui, Benito, o Rio dos Medeiros, e baías de Guaraqueçaba e Pinheiros.

Deste modo, o aporte fluvial influencia indiretamente a Baía de Laranjeiras devido à passagem antes por esses sub-estuários.



**FIGURA 2.** Imagem de satélite da Baía das Laranjeiras com a cidade de Guaraqueçaba indicada ao norte. À direita, mapa com todo entorno da Baía e os principais componentes fisiográficos indicados por letras e números. Fonte: Google Maps e Lab. de Física Marinha/CEM-UFPR.

No eixo norte-sul, a relação comprimento/largura e a profundidade média são menores que no eixo leste-oeste, o uso e ocupação do solo são diferenciados e a área de manguezal é maior, totalizando 133,6 km<sup>2</sup> (57,4 km<sup>2</sup> na margem oeste e 76,2 km<sup>2</sup> na margem leste). As bacias de drenagem litorânea possuem um elevado potencial erosivo, decorrente da alta instabilidade natural dessas regiões de serras e morros, a qual é devida à acentuada declividade (maior que 45°), associada ao grande desnível entre o planalto e o nível do mar (ANGULO, 1992; OKA-FIORI & CANALI, 1998).

O padrão de distribuição dos sedimentos é similar ao da Baía de Paranaguá, com sedimentos arenosos finos e muito finos nas proximidades da desembocadura, e sedimentos finos com baixo grau de seleção na parte mais interna. Na Baía das Laranjeiras, o diâmetro médio dos sedimentos varia entre silte médio e areia fina, de

muito pobremente selecionado a pobremente selecionado, com 20 a 100% de sedimentos grossos, quantidades abaixo de 5% de carbonato biodetrítico e de 0 a 15% de matéria orgânica (LAMOUR *et al.*, 2004). Existe a independência entre as Baías de Laranjeiras e Paranaguá quanto ao recebimento de sedimentos por parte das áreas fonte, ocorrendo, ainda, pouca troca de sedimentos de fundo entre os dois troncos principais (SOARES, 1990; SOARES & BARCELOS, 1995).

Pieper (2007) estudou a distribuição espacial da macrofauna benthica na região sublitoral da Baía de Laranjeiras. As análises da estrutura da comunidade benthica apontaram diferenças significativas entre às margens do estuário (leste-oeste) e uma tendência de uniformidade na região próxima da cabeceira. A análise das duas campanhas de inverno e verão mostraram os poliquetas *Magelona papillicornis* e *Ninoe* sp. como típicas da margem oeste e o poliqueta *Aricidea albatrossea* e o filo Nemertea como taxa mais comuns na margem leste. O filo Sipuncula foi o organismo que ocorreu mais frequentemente nas duas margens em todas as campanhas.

Outros trabalhos envolvendo temas correlatos neste estuário foram de Disaró (1995) que estudou as associações de Foraminíferos; Lopes *et al.* (1998) estudaram a composição, abundância e distribuição do zooplâncton; Brandini (2000) estudou a variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação a propriedades físicas e químicas; Negrello Filho (2001) estudou a ocorrência e distribuição de moluscos benthicos no sublitoral.

### 2.1.3 BAÍA DE GUARATUBA

A Baía de Guaratuba (Figura 4) localiza-se entre as coordenadas 25°47'S / 25°54'S de latitude e 48°30'W / 48°44'W de longitude, na região sul da planície costeira do Estado do Paraná, limitada a oeste pelas escarpas da Serra do Mar, e a leste, pelo Oceano Atlântico.



A Baía possui área de aproximadamente 48 km<sup>2</sup>, com seu eixo principal orientado na direção leste-oeste e comprimento aproximado de 15 km (NOERNBERG *et al.*, 2004). A largura máxima é de 3 km na linha de maré baixa e de 10 km quando consideradas as planícies de maré (SOARES *et al.*, 1997). Sua profundidade média aproximada é de 3 m e máxima de 27 m na sua desembocadura (NOERNBERG *et al.*, 2004). A sua comunicação com o Oceano Atlântico é feita por uma única e estreita desembocadura com aproximadamente 500 m de largura, limitada por pontais rochosos do extremo meridional da Serra da Prata, ao norte, e do Morro de Guaratuba ao sul (SOARES *et al.*, 1997).



**FIGURA 3.** Imagem de satélite da Baía de Guaratuba. À sudeste do estuário está a região mais urbanizada da cidade de Guaratuba, limitada a leste pela desembocadura da baía. Fonte: Google Maps.

A bacia hidrográfica de Guaratuba possui uma área de aproximadamente 1.724 Km<sup>2</sup>. Os dois principais rios receptores de águas são os rios São João e Cubatão, situados ao fundo no estuário e juntos contribuem com cerca de 80 m<sup>3</sup>/s de água doce para a Baía (NOERNBERG *et al.*, 2004). São rios que possuem curso superior, localizado na área serrana, com fortes declives, vales fortemente encaixados e um padrão de canal retilíneo. O curso inferior, localizado nas planícies,

possui geralmente um amplo vale de fundo plano e um padrão de curso meandrante (ANGULO, 1992).

A margem norte da Baía contém 2/3 dos rios e canais de maré que deságuam no sistema, além de bancos de gramíneas e bosques de mangue bem preservados. A margem sul apresenta afluentes de menor porte, onde está localizada a cidade de Guaratuba. Há uma acentuada estratificação salina da coluna d'água, intensificada em situações de maré de quadratura e de baixa descarga de água doce no sistema. Em situações de sizígia e/ou elevada descarga de água doce, a coluna d'água é menos estratificada com ocorrência de heterogeneidades laterais (NOERNBERG *et al.*, 2004; MARONE *et al.*, 2005).

O padrão de distribuição dos sedimentos na Baía de Guaratuba, segundo Zem (2005), é condicionado por três grandes áreas de influência (energia hidrodinâmica + aporte fluvial, marinho ou ambos) concomitantes com dois padrões de profundidade do estuário. A região próxima da desembocadura é composta de areias grossas e médias bem selecionadas, passando gradativamente a classe de areias finas a muito finas na porção mais interna deste setor. Na região mediana predominam as classes de areia muito fina e silte grosso. Sedimentos compostos por areia muito fina ocorrem principalmente na margem sul, e o silte grosso na margem norte do estuário. Ainda neste setor aparece uma faixa de sedimentos finos composta principalmente por silte grosso que atravessa o estuário de uma margem à outra. Por fim, na região próxima à cabeceira do estuário, voltam a predominar areias grossas e médias devido à alta energia hidrodinâmica proporcionada pela grande vazão dos rios São João e Cubatão.

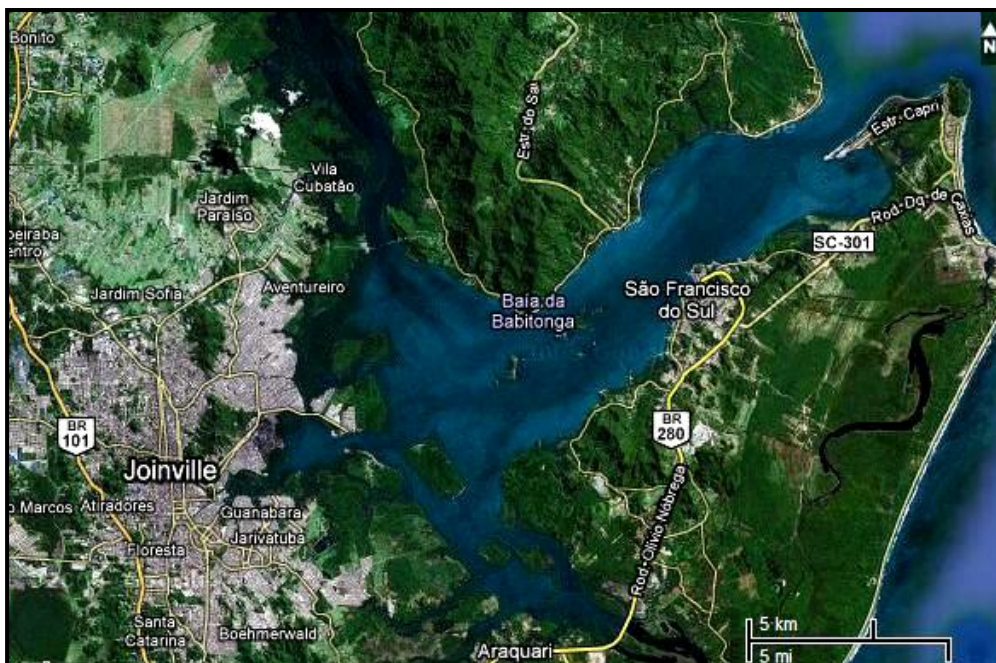
Silva (2008) estudou a variação espacial da macrofauna bêntica no sub-litoral da Baía de Guaratuba e também encontrou a presença de três grandes setores definidos por diferentes estruturas das associações macrobentônicas, a presença maciça do gastrópode *Heleobia australis* no estuário dominou todos os setores da Baía na campanha de inverno e os setores externo e mediano no verão.

Outros estudos correlatos realizados neste estuário foram realizados por Melo *et al.* (1989) que fizeram um levantamento sistemático preliminar das espécies

de *Brachyura* (crustáceo) do litoral paranaense; Morretes (1949) produziu o primeiro catálogo de moluscos do Brasil, e parte do material era proveniente da região de Guaratuba; Blankensteyn & Moura (2002) identificaram 69 taxa da macrofauna bêntica de fundos inconsolidados da Baía e; Hostin (2003) estudou a influência de cultivos de ostras (*Crassostrea sacco*, 1897) nas comunidades macrobênticas de um canal de maré da Baía de Guaratuba; Monteiro (2007) estudou a macro e meiofauna bênticas sob um cultivo de ostras (*Crassostrea* sp.) em um canal de maré da Baía de Guaratuba.

#### 2.1.4 BAÍA DA BABITONGA

A Baía da Babitonga (Figura 5), localizada entre as latitudes 26°07'S e 26°27'S, é o maior complexo estuarino do Estado de Santa Catarina, abrigando aproximadamente 75% dos manguezais do estado, com cerca de 6.200 hectares (IBAMA, 1998). A sua bacia hidrográfica mede 1.567 km<sup>2</sup> e drena terrenos de seis municípios que circundam o estuário: Itapoá, Garuva, Joinville, Araquari, Balneário Barra do Sul e São Francisco do Sul.



**FIGURA 4.** Imagem de satélite da Baía da Babitonga. A desembocadura da Baía é posicionada a nordeste, entre os municípios de Itapoá (ao norte) e a Ilha de São Francisco do Sul. Toda área ao fundo do estuário é margeada pelas cidades de Joinville e Araquari. Fonte: Google Maps.



A Baía da Babitonga possui um canal principal com cerca de 27 km e profundidades de até 28 m, a sua desembocadura tem 1,85 km de largura. Em alguns pontos próximos à região portuária, o canal pode chegar a 5 km. A região mais interna do estuário faz junção com o Rio Palmital situado ao norte, disposto no sentido NNO com cerca de 18 km de extensão e 1,5 km de largura; e o Canal do Linguado situado ao sul, disposto no sentido SSE com cerca de 21 km de comprimento e largura de 1,1 km (OLIVEIRA *et al.*, 2006). O Canal do Palmital recebe as maiores contribuições hidrológicas, oriundas das bacias hidrográficas da escarpa da serra do Mar, que o caracterizam como um exportador de sedimentos para o interior da Baía da Babitonga (SCHETTINI & CARVALHO, 1999). O Canal do Linguado apresenta como principal característica a alteração da circulação hidrológica devido ao fechamento do canal em 1937, para a construção da rodovia de acesso à ilha de São Francisco do Sul (BARBOSA & MAZZER, 2003), fato que promoveu intensa sedimentação no interior do Canal do Linguado.

Segundo o IBAMA (1998), o estuário é considerado um corpo d'água homogêneo, sem ocorrência de gradientes físico-químicos significativos, mesmo que receba o aporte de diversos rios.

É possível reconhecer dois grandes sub-ambientes deposicionais na baía: um marinho raso, composto de areias bem selecionadas e maiores concentrações de carbonato biodetrítico, e outro com características tipicamente estuarinas, composto de material mais fino, mal selecionado e rico em matéria orgânica (HAPONIUK, 2008). Um terceiro sub-ambiente individualiza uma zona de transição entre as áreas de maior influência marinha e as de influência continental (VIEIRA *et al.*, 2008).

Haponiuk (2008) estudou a variação espacial da macrofauna bêntica e suas relações com variáveis ambientais do sedimento no sublitoral da Baía da Babitonga. A distribuição geral dos organismos se mostrou estreitamente relacionada com o padrão das variáveis granulométricas, sendo algumas espécies mais características de cada setor. Para o setor externo se destacou o cefalocordado *Branchiostoma caribaeum*, para o setor médio o poliqueta *Laonice branchiata*, e para o setor interno foi mais representativo o poliqueta *Magelona papillicornis*. Organismos como os

Sipuncula e o anelídeo *Capitella* sp. estiveram distribuídos ao longo de todo o estuário, não apresentando restrições impostas pelas variáveis granulométricas características de cada setor.

Outros estudos correlatos realizados no estuário foram um inventário ambiental para proposta da criação de uma reserva (RESERVA DE FAUNA/IBAMA, 2007); um estudo da distribuição da macrofauna bêntica do entremarés ao sublitoral em uma praia estuarina (PAGLIOSA, 2006); um estudo sobre a macrofauna bêntica de substrato inconsolidado do Canal do Linguado (LORENZI *et al.*, 2006); um relatório sobre a concentração dos poluentes do ecossistema aquático na Baía da Babitonga (CARMONA *et al.*, 1985); um relatório sobre o projeto Canal do Linguado: Estudos da Biota Marinha e Química Ambiental da Baía da Babitonga (UNIVILLE, 2004) e um atlas ambiental da região de Joinville: Complexo Hídrico da Baía da Babitonga (FATMA, 2003).

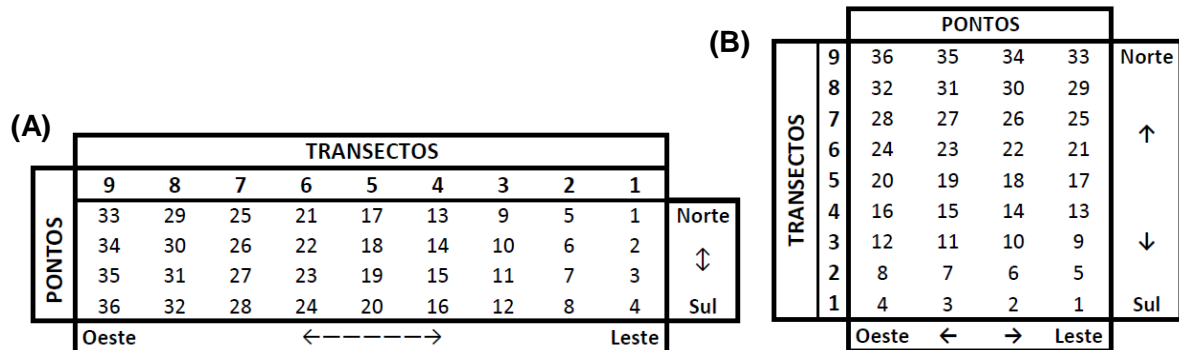
## 2.2 AMOSTRAGEM

As coletas foram realizadas no período de agosto a outubro de 2006 denominadas por convenção de campanhas de inverno, e de fevereiro a março de 2007 (período), denominadas campanhas de verão. Para fins de padronização, o mesmo delineamento amostral foi adotado nos quatro estuários.

Em cada campanha foram amostrados nove transectos dispostos perpendicularmente a um eixo principal, considerando um presumido gradiente ambiental baseado na salinidade e na energia do sistema, desde a desembocadura até o interior da baía. Os transectos receberam numeração crescente neste mesmo sentido (1 a 9). Em cada transecto foram estabelecidos quatro pontos, em cada ponto foram tomadas duas réplicas para dados biológicos e uma para análise granulométrica e química do sedimento. Foram coletadas no total 144 amostras biológicas por estuário (2 campanhas por 9 transectos por 4 pontos por 2 réplicas).

Quanto a numeração dos pontos amostrais (FIGURA 6) nas Baías de Trapandé, Guaratuba e Babitonga o critério adotado foi, a partir da desembocadura: Crescente (pontos 1 a 36) no sentido de norte a sul e de leste a oeste. Devido ao alinhamento do corpo estuarino da Baía de Laranjeiras – praticamente paralelo à

costa - o critério de ordenação dos pontos utilizado foi outro, a partir da desembocadura: Crescente no sentido de leste a oeste e de sul a norte.



**FIGURA 6.** Diagrama com a disposição de pontos e transectos utilizados na Baía de Trapandé (A), Baía de Guaratuba (A), Baía da Babitonga (A) e Baía das Laranjeiras (B).

Todos os pontos foram georrefenciados através do sistema de posicionamento global (GPS), por meio de um aparelho modelo Garmin Etrex®.

As amostras de sedimento foram coletadas com um pegador de fundo tipo Van Veen com abertura de 0,065 m<sup>2</sup>. Foram utilizados sacos confeccionados com malha de 0,5 mm para uma pré-lavagem do sedimento em campo. Posteriormente as amostras eram acondicionadas em sacos de polietileno previamente identificados e codificados por ponto de amostragem. Em seguida, era adicionado formaldeído neutralizado com bórax a 4 % aos sacos, a fim de fixar os organismos ainda *in situ*. As amostras da macrofauna e do sedimento para granulometria foram acondicionadas separadamente em tonéis adequados para o transporte, enquanto as amostras para química foram depositadas em caixa térmica com gelo para preservar as características originais do ambiente até as análises laboratoriais.

As amostras do sedimento para análise química foram encaminhadas e processadas no Laboratório de Biogeoquímica Marinha do CEM/UFPR. Foi utilizada a metodologia de oxidação descrita por Strickland & Parsons (1972) para as análises de carbono orgânico total e a de Grasshoff *et al.* (1983) para a determinação do nitrogênio e do fósforo totais por meio da oxidação com persulfato e medição colorimétrica. A determinação dos teores de matéria orgânica no sedimento foram

realizadas pelo Laboratório de Geologia Marinha do CEM/UFPR pelo método gravimétrico a 550 °C por uma hora.

Para a macrofauna bêntica, após o período mínimo de 48 horas para fixação em formol 5%, o próximo passo foi realizar a lavagem das amostras em jogos de peneira de 1 mm e de 0,5 mm, sendo a fauna retida das malhas e transferida para potes plásticos para conservação com álcool 70% acrescido do corante Rosa de Bengala. As amostras passaram então pelo procedimento de triagem em microscópio estereoscópico, e na seqüência, os organismos foram quantificados e identificados até o menor nível taxonômico possível.

## 2.3 ÍNDICES BIÓTICOS BÊNTICOS

### 2.3.1 AMBI (AZTI Marine Biotic Index):

Este índice foi desenhado para avaliar o grau de qualidade ecológica nas costas europeias, com base nas respostas das comunidades bênticas de fundos inconsolidados às mudanças na qualidade da água (BORJA *et al.*, 2000).

A idéia por trás deste índice é combinar os percentuais de abundância de cinco grupos ecológicos em uma fórmula simples que resulta em um valor numérico contínuo, indicando o nível do estresse ambiental, que varia de 0 a 7 (BORJA *et al.*, 2000). A classificação de cada espécie em um dos cinco grupos é feita de acordo com a sensibilidade/tolerância de cada uma delas ao estresse ambiental causado por fontes de poluentes. A classificação das espécies em um dos cinco grupos ecológicos é feita com base em um banco de dados mundial de informações sobre espécies bênticas (BORJA *et al.*, 2000).

Os grupos ecológicos nos quais o AMBI é baseado foram inicialmente estabelecidos por Hily (1984) e Glémarec (1986), de acordo com a sensibilidade ao aumento do estresse ambiental causado pelo enriquecimento de matéria orgânica. Os cinco grupos ecológicos, em que cada espécie foi classificada são os seguintes:

**GI:** Espécies muito sensíveis ao enriquecimento orgânico, presentes em locais não poluídos (estado inicial). Incluem carnívoros especialistas e alguns poliquetas tubícolas.

**GII:** Espécies indiferentes aos poluentes, sempre presentes em baixas densidades e com variações pequenas ao longo do tempo (estado inicial ao levemente desbalanceado). Incluem espécies suspensívoras, carnívoros menos seletivos e escavadores.

**GIII:** Espécies tolerantes ao enriquecimento de matéria orgânica, ocorrem também em condições naturais, mas que são beneficiadas pela presença do poluente (estado levemente desbalanceado). Incluem espécies comedoras de sedimentos superficiais, como os spionídeos tubícolas.

**GIV:** Espécies oportunistas de segunda ordem (estado levemente a pronunciadamente desbalanceado). Incluem principalmente pequenos poliquetas, comedores de depósito sub-superficial, como os cirratúlídeos.

**GV:** Espécies oportunistas de primeira ordem (estado pronunciadamente desbalanceado). Incluem sedimentívoros que proliferam em sedimentos reduzidos.

Em cada amostra bêntica, a abundância das espécies de cada grupo é contabilizada de acordo com a seguinte fórmula:

$$AMBI = \{(0 \times G_I) + (1,5 \times G_{II}) + (3 \times G_{III}) + (4,5 \times G_{IV}) + (6 \times G_V)\} / 100$$

O AMBI foi aplicado com sucesso em uma grande variedade de fontes de impacto ambiental, incluindo descargas de fluidos de corte (indústria metalúrgica), os emissários submarinos, instalações portuárias e a construção de diques, entrada de metais pesados, processos de eutrofização, entradas difusas de poluente, recuperação em sistemas poluídos sob impacto de esquemas de esgoto, processos de dragagem, eliminação da lama, extração da areia e derramamentos de óleo (BORJA *et al.*, 2000, 2003a, 2003b; CASSELLI *et al.*, 2003; FORNI & OCCHIPINTI AMBROGI, 2003; BONNE *et al.*, 2003). O AMBI é particularmente eficiente na detecção de gradientes de impacto, tanto temporal como espacial (MUXIKA *et al.*, 2003).

O AMBI foi também testado em um grande número de áreas geográficas, incluindo Atlântico norte I (BORJA *et al.*, 2000, 2003a; BONNE *et al.*, 2003), Atlântico sul (MUNIZ *et al.*, 2005) e na costa do Mediterrâneo (CASSELLI *et al.*, 2003; FORNI & OCCHIPINTI AMBROGI, 2003).

### 2.3.2 ÍNDICE DE DIVERSIDADE ESPECÍFICA DE SHANNON

A organização de uma comunidade pode ser representada pelo número de espécies e pelo número de indivíduos por espécie (GRAY & ELLIOT, 2009). O índice de diversidade baseado na teoria da informação de Shannon mede o grau de incerteza em prever a que espécie pertencerá um indivíduo escolhido, ao acaso, de uma amostra com S espécies e N indivíduos (KREBS, 1999). Esta incerteza é medida para cada amostra através da função:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_n(p_i)$$

onde  $P_i$  é a proporção em relação ao total do número de indivíduos que pertence à espécie  $i$ , ou seja, a quantidade de informação contida em cada espécie, segundo a teoria da informação. A proporção  $P_i$  pode ser escrita como:

$$p_i = n_i / N$$

onde  $n_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$  e  $N$  é o número total de indivíduos na amostra. Neste trabalho foi aplicado o logaritmo natural para os cálculos da diversidade.

Quanto menor o valor de  $H'$ , menor o grau de incerteza e, portanto, a diversidade da amostra será mais baixa.  $H'$  será igual a zero quando existir somente uma espécie na amostra, pois  $\log(1) = 0$ .  $H'$  atingirá seu valor máximo quando todas as espécies apresentarem o mesmo número de indivíduos.

Conceitualmente, uma biota habitando um ambiente livre de poluição tende a uma variedade maior de espécies e um moderado número de indivíduos de cada espécie; o valor de  $H'$  será, portanto, maior. Em ambientes estressados, o número de espécies é menor, mas a abundância de espécies particularmente tolerantes pode aumentar muito e, portanto, o valor de  $H'$  será menor (JHINGRAN *et al.*, 1989).

O índice de Shannon tem sido utilizado muitas vezes como parâmetro básico de avaliação da qualidade ambiental, mas a sua limitação vem sendo gradualmente reconhecida (MELO, 2008). Ainda que o índice deva ser aplicado com cautela em comunidades com baixo número de espécies e alto número de indivíduos (GRAY & ELLIOT, 2009), como acontece normalmente nos estuários, muitos trabalhos que testam a eficiência de diferentes índices bióticos incluem o índice de Shannon como parâmetro de referência (LABRUNE *et al.*, 2005; ZETTLER *et al.*, 2007; BIGOT *et al.*, 2008; BLANCHET *et al.*, 2008; PUENTE *et al.*, 2008; BORJA *et al.*, 2008; PINTO *et al.*, 2009).

Os limites de classificação do estado ambiental do índice de Shannon mostrados na tabela 1 foram extraídos de Simboura & Zenetos (2002).

### 2.3.3 ÍNDICE M-AMBI

Este índice ampliou a definição do AMBI através de um cálculo multivariado que incorpora as informações sobre as medidas da diversidade da amostra. O M-AMBI (AMBI “multivariado”) é calculado através de uma análise fatorial (Factorial Analysis - FA) entre os valores de AMBI ponderados do número de espécies (S) e do índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ). As duas medidas de diversidade (S e  $H'$ ) são ponderadas para valores esperados através de distância Euclidiana (MUXIKA *et al.*, 2007).

O índice AMBI é fortemente influenciado tanto pelo número de espécies (S) como pelo o número de indivíduos (N), independente do grau de perturbação causado na macrofauna pelo impacto. Assim, o índice M-AMBI representou uma tentativa de eliminar o efeito de S e de N nos valores de AMBI (MUXIKA *et al.*, 2007). O M-AMBI resulta num valor que mede, na prática, o valor de AMBI ponderado pelo tamanho da amostra.

O índice gerado apresenta os limites de classificação ambiental segundo os patamares descritos na tabela 1.

#### 2.3.4 VALORES DE CLASSIFICAÇÃO DOS ÍNDICES

A classificação de acordo com intervalos dos índices bióticos está contida na tabela 1. Os limites são derivados de Vincent *et al.* (2002) ( $H'$ ); Borja *et al.* (2000) (AMBI); Borja *et al.* (2007) (M-AMBI).

**TABELA 1.** Intervalos de classificação dos índices bióticos empregados de acordo com patamares de condição ambiental.

Grau de Condição Ambiental	$H'$	AMBI	M-AMBI
(1) Não perturbada/Normal	$H' > 4.6$	$AMBI \leq 1.2$	$0.82 < M-AMBI \leq 1.00$
(2) Levemente perturbada	$4.0 < H' \leq 4.6$	$1.2 < AMBI \leq 3.3$	$0.61 < M-AMBI \leq 0.82$
(3) Moderadamente perturbada	$3.0 < H' \leq 4.0$	$3.3 < AMBI \leq 4.3$	$0.40 < M-AMBI \leq 0.61$
(4) Pesadamente perturbada	$1.5 < H' \leq 3.0$	$4.3 < AMBI \leq 5.5$	$0.20 \leq M-AMBI \leq 0.40$
(5) Extremamente perturbada	$H' \geq 1.5$	$5.5 < AMBI \leq 6.0$	$M-AMBI < 0.20$

Abaixo a descrição de cada uma das classificações de perturbação:

- Status não perturbado: a diversidade e a abundância dos táxons de invertebrados estão dentro de uma faixa normalmente associada a condições prístinas. Esta condição pode ser considerada como normal do ponto de vista de saúde da comunidade bêntica, dominada pelo grupo ecológico I (espécies muito sensíveis a poluição);
- Status levemente perturbado: a maioria dos taxa sensíveis estão presentes. Esta definição pode ser associada como um desequilíbrio da saúde da comunidade bêntica, dominada por representantes do grupo II e III (espécies tolerantes a um excesso de matéria orgânica).
- Status moderadamente perturbado: há evidências de alterações nos valores dos elementos de qualidade biológica e as comunidades relevantes que caracterizam os ambientes não perturbados não são mais encontradas. Esta condição pode ser definida como de transição entre ambientes poluídos para pesadamente poluídos, sendo dominados igualitariamente pelos grupos ecológicos IV e V (espécies oportunistas).



- Status fortemente perturbado: estes ambientes mostram evidências de severas alterações. Estes ambientes são dominados pelo grupo V (espécies oportunistas de primeira ordem) e secundariamente pelo grupo IV.
- Status azóico: nestes ambientes as condições para a vida são mínimas, ocorrendo exclusivamente espécies do grupo V, quando presentes.

## 2.4 PROCESSAMENTO DOS DADOS

### 2.4.1 CÁLCULO DOS ÍNDICES BIÓTICOS

Para o cálculo dos índices foi utilizado o software AMBI 4.1 (AMBI: AZTI MARINE BIOTIC INDEX – 2009. AZTI-Tecnalia, [HTTP://www.azti.es](http://www.azti.es)), contendo a listagem de espécies atualizada para maio de 2009. O programa fornece os resultados do AMBI, M-AMBI, Shannon e a riqueza. O funcionamento é bastante simples: o programa cruza o nome de cada espécie da amostra com seu registro de dados, atribuindo a este um correspondente grupo ecológico; todavia, cada vez que não encontra seu correspondente, uma janela é aberta com a listagem total, apontando inicialmente uma espécie mais provável (geralmente pela ordem alfabética). Na janela existem três opções a serem tomadas: substituir, deixar sem atribuição, ignorar. A substituição permite a troca pela mesma espécie (em caso de grafia errada), por outro espécime de mesmo gênero, família e até filo. A não atribuição é utilizada quando não existe nenhum correspondente, ficando a cargo do analista se opções de enquadramento taxonômico são válidas. A opção “ignorar” retira a espécie da análise toda, ou seja, não contribui nem mesmo na riqueza ou no cálculo de Shannon. Este procedimento auxilia na manutenção de níveis de porcentagem aceitáveis sem atribuição (<20%) (BORJA *et al.*, 2002).

Outra medida tomada foi somar o número de organismos das duas réplicas por ponto, evitando a alta variabilidade causada nos resultados pelo efeito de baixa riqueza numa réplica, ao invés de tirar a média das réplicas como sugere Borja *et al.* (2002). Este procedimento melhorou muito a representatividade da composição

macrofaunística no entorno do ponto, em detrimento da perda de variabilidade que existe na escala do metro ou dezena do metro entre réplicas. Por outro lado, isto ajudou a manter mais de 95% dos pontos deste estudo (ANEXO 18) dentro do nível ideal de espécies sem atribuição (<20%).

Os critérios adotados no enquadramento dos dados seguiram a seguinte ordem:

- 1) Quando não encontrado o organismo em nível de espécie, foi feita a substituição por outra do mesmo gênero ou família;
- 2) Nos casos de dúvida, onde não ficasse claro o enquadramento, foi utilizada a não atribuição (not assigned);
- 3) A maioria dos representantes do subfilo Crustacea foi ignorada nas análises, salvo espécies mais comuns que fazem parte da listagem, como *Kalliapseudes schubarti* e *Monocorophium acherusicum*;

Por fim, foram ignorados das análises o poliqueta *Laeonereis (acuta) culveri* e o bivalve *Anomalocardia brasiliiana* por serem mais representativos de áreas entre-marés e os anfípodas da família Platyschnopidae. O gênero *Sigambra* foi enquadrado como GIV e o poliqueta *Loandalia tricuspis* (sinonímia de *Parandalia tricuspis*) foi enquadrado como *Parandalia fauveli* (GII).

Para mais detalhes tem uma listagem para consulta (ANEXO 9) contendo o total de organismos deste estudo que precisaram sofrer enquadramentos ou exclusões no cálculo do índice AMBI.

#### 2.4.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A comparação da sensibilidade dos índices bióticos à variação das características químicas do sedimento foi feita a partir de duas abordagens: análise geoestatística e análise multivariada clássica. Todas as análises estatísticas, gráficos e mapas foram gerados no ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010), com o auxílio dos pacotes apropriados descritos nos scripts (ANEXO 21).

#### 2.4.2.1 ANÁLISE ESPACIAL

As variáveis bióticas e abióticas do sub-litoral de estuários apresentam caracteristicamente padrões muito complexos e dificilmente atendem aos pressupostos necessários para a modelagem geoestatística (NOAA, 2003), que é a presença de dependência espacial dos dados. Esta dependência é verificada através do variograma, que é uma expressão da correlação espacial dos dados. Em suma, espera-se que quanto mais próximo um ponto esteja de outro, mais semelhante seja o valor da variável. Mesmo que muitas vezes o variograma indique carência da dependência espacial, o mapeamento bêntico resultante destas análises é ainda interessante de interpretar, pois a visualização da distribuição espacial das variáveis permite estabelecer gradientes que não seriam demonstrados por análises estatísticas clássicas.

Todos os mapas e análises geoestatísticas foram realizados no ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010), com a utilização dos pacotes geoR (RIBEIRO & DIGGLE, 2001) e geoRglm (CHRISTENSEN & RIBEIRO, 2005). Variogramas experimentais foram gerados para todas as variáveis ajustados a modelos teóricos para posteriormente fornecer informações para a realização da krigagem. O pacote geoR fornece uma ferramenta de ajuste a olho (*eyefit*) de variogramas teóricos por meio da manipulação instantânea dos parâmetros e que se presta muito bem para análise de dados complexos.

Todas as variáveis bióticas e abióticas foram ajustadas ao modelo de Poisson, para as quais foi utilizado o pacote geoRglm, que ajusta dados não-gaussianos através de modelos espaciais lineares generalizados.

A escala de cores padrão definida nos mapas pelo geoR representa os valores característicos de melhor condição ambiental (TABELA 1) da variável pelas cores mais claras, numa escala cromática do amarelo ao lilás, sendo as cores mais escuras representativas das condições mais perturbadas ou, no caso da matéria orgânica, dos maiores valores de concentração desta variável.

O AMBI foi o único índice com a escala de valores correspondente a escala de cores (verde claro – menor valor – melhor condição ambiental). A solução

encontrada foi calcular para os demais índices os seus correspondentes valores inversos, padronizando assim representação das cores nos mapas. Os valores representados nos gradientes de cores dos gráficos foram mostrados, no entanto, sem inversão.

#### 2.4.2.2 ANÁLISE MULTIVARIADA

A análise multivariada consistiu em ordenações canônicas entre as variáveis bióticas (índices e riqueza) e as variáveis abióticas para todas as amostras dos quatro estuários. Para isto foi escolhida a Análise de Redundância (Redundancy Analysis - RDA) que é um equivalente da Análise de Correspondência Canônica (CCA) quando ambas as matrizes resposta e explicadora são compostas por dados contínuos.

A Análise de Redundância é considerada uma regressão múltipla multivariada, com a vantagem de poder ser interpretada como um PCA - Análise de Componentes Principais (LEGENDRE & LEGENDRE ,1998).

Afim de corrigir distorções na análise, devido a diferença escalar de grandeza das variáveis bióticas e abióticas, foi realizada uma padronização nos dados e a forma adotada foi pelas variáveis por valor máximo da variável, ou seja, é encontrado o maior valor para cada variável que servirá de referencial e aplicada uma transformação nos dados, de maneira que cada valor da amostra passa a ser expresso como uma porcentagem do valor máximo da variável.

Foi aplicado também testes de colinearidade entre as variáveis em todas as análises e as variáveis que atingiram valor igual ou maior que 0,85% foram descartadas, no final de cada resultado de RDA foi descrito qual ou quais variáveis ficaram de fora e o nível de colinearidade.

### 3 RESULTADOS

As tabelas de 2 a 5 resumem os valores dos índices bióticos e das variáveis abióticas para os quatro estuários. A variabilidade dos índices bióticos foi muito alta, principalmente em Guaratuba no verão, que apresentou três diferentes categorias de perturbação para os índices analisados. Consenso entre os índices para Guaratuba só houve nos setores médio e interno (TABELA 2) na campanha de verão (entre Shannon e M-AMBI).

**TABELA 2.** Média global dos 36 pontos amostrados por campanha em cada estuário, dos três índices bióticos empregados : Shannon (H'), AMBI e M-AMBI. Estrelas indicam categorias de condição ambiental (tabela 1). \* Não perturbado; \*\* Levemente perturbado; \*\*\* Moderadamente perturbado; \*\*\*\* Pesadamente perturbado.

Estuários	Campanha Inverno			Campanha Verão		
Total Global	H'	AMBI	M-AMBI	H'	AMBI	M-AMBI
Cananéia	3,31 ***	1,95 **	0,64 **	3,17 ***	2,12 **	0,59 **
Laranjeiras	2,96 ****	1,67 **	0,62 **	2,92 ****	1,67 **	0,63 **
Guaratuba	1,80 ****	3,25 **	0,45 ***	1,87 ****	2,55 **	0,52 ***
Babitonga	2,91 ****	2,13 **	0,57 **	3,13 ***	1,38 **	0,62 **

O AMBI foi o único índice a apresentar a mesma avaliação em conjunto para todos os estuários, tanto na média geral (TABELA 2) como por setores (TABELA 3), a única exceção foi referente ao setor médio de Guaratuba.

Os resultados médios das concentrações das variáveis orgânicas do sedimento, por estuário nas duas campanhas, mostram que a matéria orgânica pouco diferiu em suas concentrações entre campanhas para maioria dos estuários, exceção apenas da Baía das Laranjeiras (TABELAS 4 e 5). No entanto, na campanha de verão todos estuários mostraram tendência de aumento de M.O. do setor externo ao interno e na campanha de inverno apenas a Baía da Babitonga não teve o mesmo padrão, apresentando no setor médio as maiores concentrações de M.O. (TABELA 5).

**TABELA 3.** Média dos 12 pontos amostrados em cada setor por estuário e por campanha dos índices bióticos empregados: Shannon (H'), AMBI e M-AMBI. Setor externo corresponde aos transectos 1, 2 e 3; Setor médio aos transectos 4, 5 e 6; Setor interno os transectos 7, 8 e 9. Estrelas indicam categorias de condição ambiental (tabela 1). \* Não perturbado; \*\* Levemente perturbado; \*\*\* Moderadamente perturbado; \*\*\*\* Pesadamente perturbado; \*\*\*\*\* Extremamente perturbado.

Estuários	Campanha Inverno			Campanha Verão		
	H'	AMBI	M-AMBI	H'	AMBI	M-AMBI
<b>Setor Externo</b>						
Cananéia	3,22 ***	1,85 **	0,64 **	3,49 ***	1,70 **	0,64 **
Laranjeiras	3,13 ***	1,70 **	0,61 ***	2,95 ****	1,53 **	0,64 **
Guaratuba	1,95 ****	3,29 **	0,42 ***	1,75 ****	2,21 **	0,50 ***
Babitonga	3,15 ***	1,98 **	0,63 **	3,78 ***	1,44 **	0,70 **
<b>Setor Médio</b>						
Cananéia	3,92 ***	1,71 **	0,73 **	3,49 ***	1,95 **	0,66 **
Laranjeiras	3,02 ***	1,31 **	0,66 ***	3,39 ****	2,03 **	0,62 **
Guaratuba	1,07 *****	3,94 ***	0,35 *****	0,86 *****	3,75 ***	0,39 *****
Babitonga	3,26 ***	2,81 **	0,59 ***	3,20 ***	1,31 **	0,63 **
<b>Setor Interno</b>						
Cananéia	2,80 *****	2,28 **	0,54 ***	2,54 *****	2,72 **	0,47 ***
Laranjeiras	2,75 *****	2,01 **	0,59 ***	2,43 *****	1,44 **	0,61 ***
Guaratuba	2,39 *****	2,52 **	0,57 ***	3,01 ***	1,69 **	0,68 ***
Babitonga	2,31 *****	1,62 **	0,49 ***	2,41 *****	1,38 **	0,54 ***

**TABELA 4.** Média global dos 36 pontos amostrados em cada estuário, por campanha, das variáveis orgânicas do sedimento: (N.T.) Nitrogênio total; (P.T) Fósforo total; (M.O.) Matéria orgânica; (C.O.T.) Carbono orgânico total. Valores de M.O em %. As variáveis N.T; P.T. e C.O.T são expressas em mg/g.

Estuários	Campanha Inverno				Campanha Verão			
	N.T.	P.T.	M.O.	C.O.T.	N.T.	P.T.	M.O.	C.O.T.
Cananéia	1,11	1,14	5,62	29,35	0,30	1,11	5,48	26,63
Laranjeiras	12,88	4,00	4,42	30,01	11,16	3,15	1,99	36,97
Guaratuba	0,90	0,70	6,28	25,70	0,63	0,95	5,20	22,33
Babitonga	10,92	5,07	7,37	25,69	12,66	5,79	5,00	32,84

**TABELA 5.** Média dos 12 pontos amostrados por setor, em cada estuário por campanha, das variáveis orgânicas do sedimento: (N.T.) Nitrogênio total; (P.T) Fósforo total; (M.O.) Matéria orgânica; (C.O.T.) Carbono orgânico total. Valores de M.O em %. As variáveis N.T; P.T. e C.O.T são expressas em mg/g. O setor externo corresponde aos transectos 1, 2 e 3; setor médio aos transectos 4, 5 e 6; setor interno os transectos 7, 8 e 9.

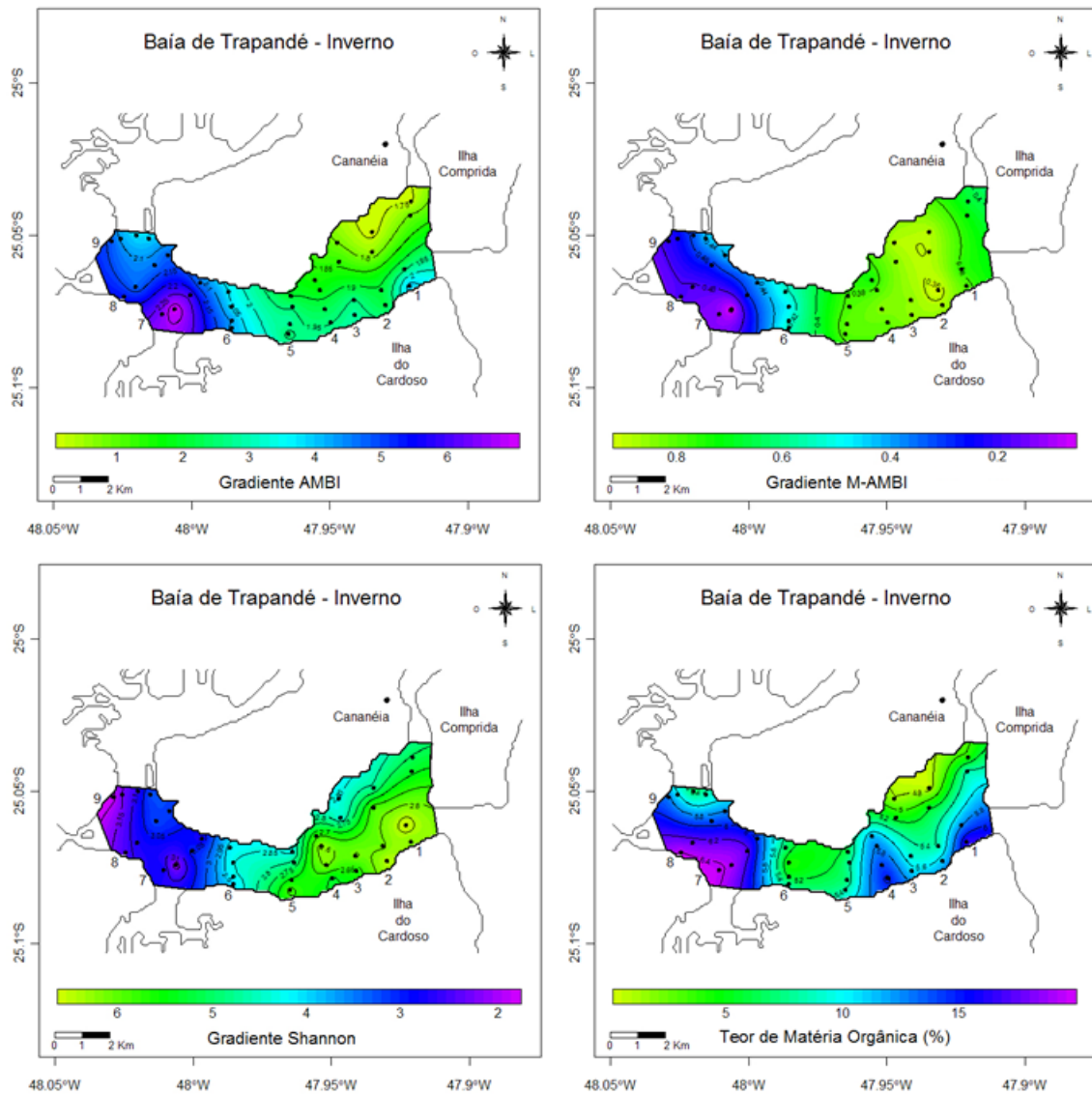
Estuários	Campanha Inverno				Campanha Verão			
	N.T.	P.T.	M.O.	C.O.T.	N.T.	P.T.	M.O.	C.O.T.
<b>Setor Externo</b>								
Cananéia	0,74	1,98	4,72	28,05	0,31	0,81	4,76	34,10
Laranjeiras	14,45	2,64	4,05	31,86	10,18	3,15	1,51	28,04
Guaratuba	0,35	0,64	4,07	24,44	0,41	0,52	3,50	24,18
Babitonga	9,17	4,24	4,01	23,62	6,97	2,48	1,67	34,14
<b>Setor Médio</b>								
Cananéia	1,05	1,05	5,48	32,73	0,34	1,39	5,63	28,21
Laranjeiras	17,34	4,28	4,13	32,01	8,17	2,89	1,92	42,88
Guaratuba	1,86	0,80	6,85	23,58	0,20	0,61	4,03	19,17
Babitonga	11,79	5,50	11,88	23,72	17,16	6,76	6,59	37,73
<b>Setor Interno</b>								
Cananéia	1,54	0,40	6,66	27,26	0,24	1,13	6,06	17,58
Laranjeiras	5,65	5,28	5,22	25,38	15,14	3,41	2,54	40,00
Guaratuba	0,49	0,66	7,90	29,07	1,28	1,71	8,07	23,66
Babitonga	11,80	5,45	6,23	29,74	13,86	8,14	6,74	26,65

As concentrações médias das variáveis orgânicas do sedimento por setor em cada estuário indicam que, de maneira geral, os maiores valores ocorreram no setor médio e interno dos estuários, variando muito de acordo com características próprias de cada estuário.

### 3.1 BAÍA DE TRAPANDÉ

#### 3.1.1 ANÁLISE ESPACIAL DA CAMPANHA DE INVERNO

O índice AMBI na campanha de inverno (FIGURA 7) variou de 0,15 (condição ambiental normal) a 7 (condição extremamente perturbada), com média de 1,95 (levemente perturbada). O índice apresentou um gradiente crescente bem definido



**FIGURA 7.** Distribuição espacial dos índices bióticos (AMBI, M-AMBI e Shannon) e do teor de matéria orgânica no sedimento da Baía de Trapandé na campanha de inverno. A barra de cores espelha o gradiente formado pelo melhor valor do índice ou menor concentração de matéria orgânica (cor amarela) até o pior valor do índice ou maior concentração de matéria orgânica (cor lilás).



do transecto 1 ao 9, sendo que as únicas ocorrências distintas foram um ponto nos transectos 1 e 7, ambos na margem sul (FIGURA 7).

O índice M-AMBI na campanha de inverno variou de 0,06 (condição extremamente perturbada) a 0,93 (condição ambiental normal), com média geral de 0,59 (moderadamente perturbada). O padrão de distribuição do índice correspondeu ao mesmo padrão observado do AMBI (em relação à condição ambiental) na campanha de inverno e verão (FIGURA 7).

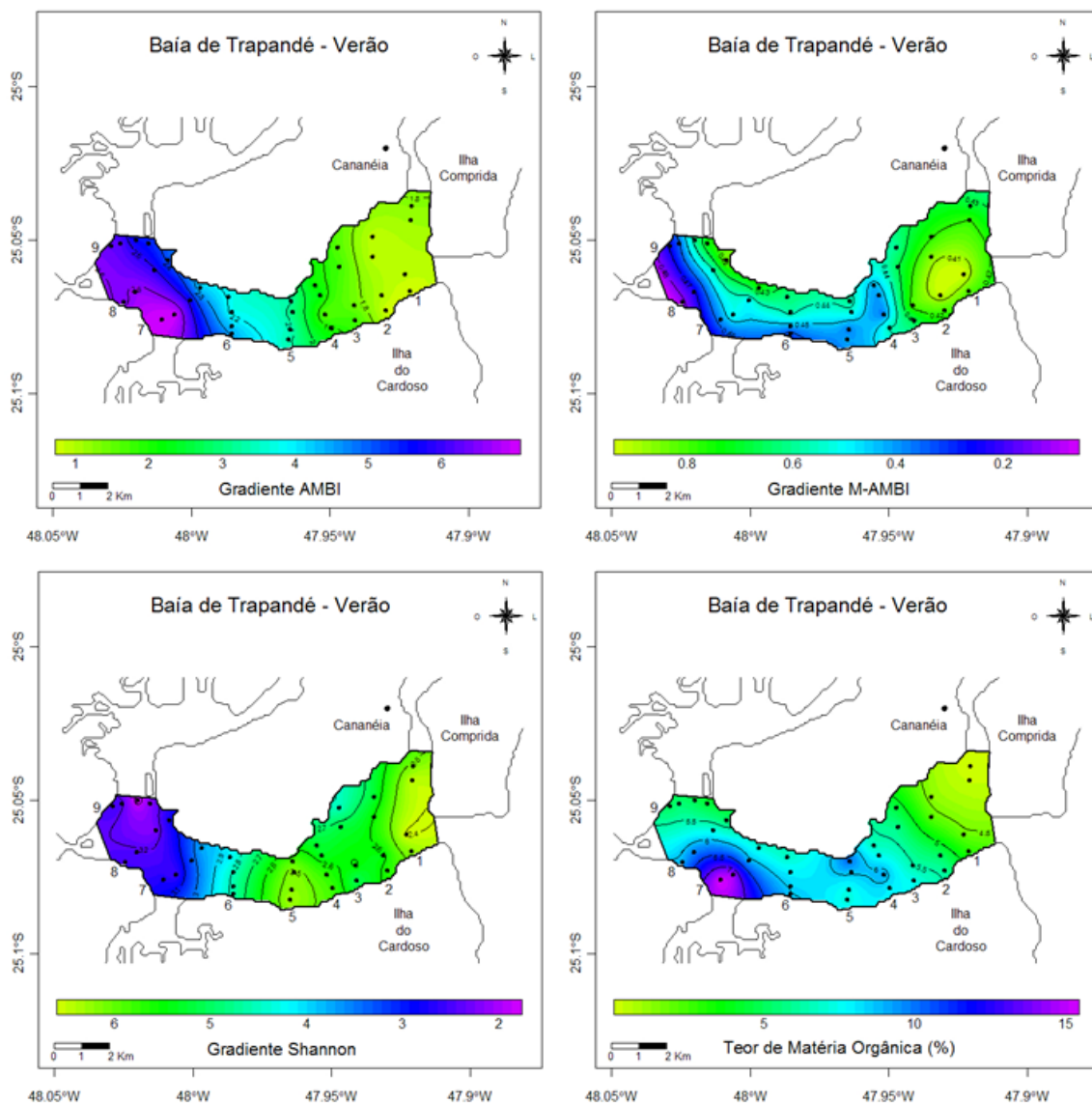
O índice de Shannon na campanha de inverno variou de 0 (condição ambiental extremamente perturbada) a 4,78 (condição ambiental normal), com média geral de 3,31 (condição moderadamente perturbada). Os padrões de variabilidade na diversidade seguiram mesmo padrão visual de condição ambiental observadas no índice AMBI e M-AMBI de inverno. O índice de Shannon apresentou maiores valores na região mais externa com decréscimo de diversidade em direção às regiões mais internas do estuário (FIGURA 7).

O teor de matéria orgânica variou no inverno de 0,36% a 19,81%, com média de 5,62%. As maiores concentrações foram encontradas na margem sul da Baía, no setor interno, transectos 7 e 8 próximos da entrada do canal do Ararapira (FIGURA 7) e nos transectos 4 e 1 na margem sul mais próximos da desembocadura (Barra do Ararapira).

Os padrões de distribuição mais elevados da matéria orgânica foram todos coincidentes com os padrões de perturbação apontados por todos os índices, do transecto 6 ao 9, porém concentrações similares de matéria orgânica não encontraram o mesmo padrão de correspondência para os transectos 1 e 4. Apenas o índice AMBI acusou uma pequena modificação no transecto 1 junto ao ponto mais próximo à margem sul (FIGURA 7).

### 3.1.2 ANÁLISE ESPACIAL DA CAMPANHA DE VERÃO

O AMBI na campanha de verão variou de 0,78 (condição ambiental normal) a 7 (extremamente perturbado), com média geral de 2,12 (levemente perturbado). O padrão de distribuição do índice foi similar ao do inverno, com uma ligeira piora dos valores nos transectos mais internos (FIGURA 8).



**FIGURA 8.** Distribuição espacial dos índices bióticos (AMBI, M-AMBI e Shannon) e do teor de matéria orgânica no sedimento da Baía de Trapandé na campanha de verão. A barra de cores espelha o gradiente formado pelo melhor valor do índice ou menor concentração de matéria orgânica (cor amarela) até o pior valor do índice ou maior concentração de matéria orgânica (cor lilás).

O M-AMBI na campanha de verão variou de 0,05 (condição extremamente perturbada) a 0,91 (condição ambiental normal), com média geral de 0,59 (moderadamente perturbado). O padrão de variabilidade do índice apresentou melhora nos valores da margem norte (transectos 5 a 9) e piora na margem sul (transectos 6 a 4) em relação à campanha de inverno (FIGURA 8).

O índice de Shannon na campanha de verão variou de 0 a 5,02 (condição ambiental normal), com média geral de 2,12 (pesadamente perturbada) (FIGURA 8).

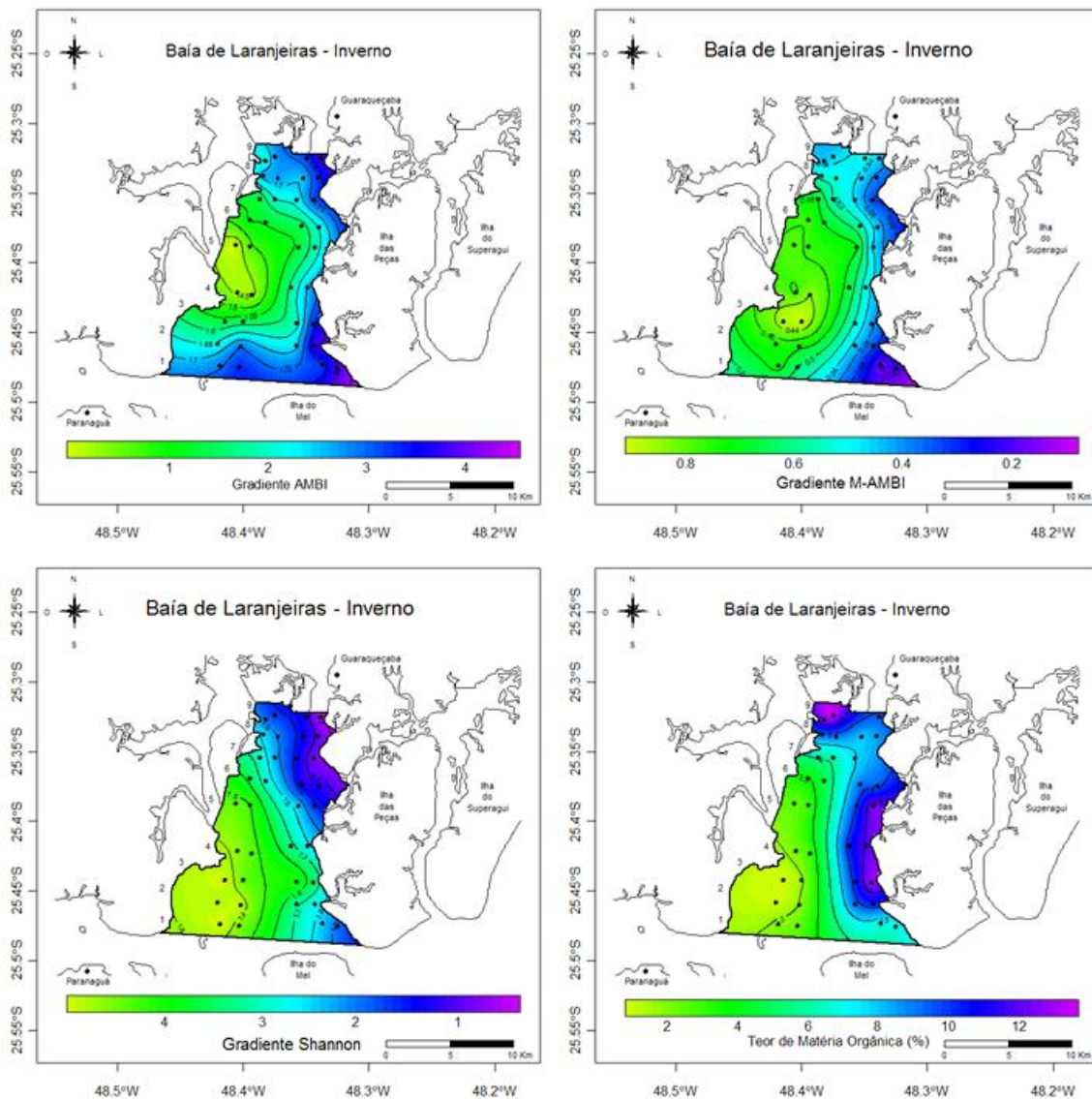
No verão, os teores de matéria orgânica variaram de 0,2% a 15,13%, com média de 5,48%. As maiores concentrações foram encontradas na margem sul da Baía nos transectos 7 e 8, junto à entrada do canal do Ararapira (FIGURA 8).

Os padrões de distribuição mais elevados da matéria orgânica foram parcialmente coincidentes com os padrões de perturbação apontados por AMBI e Shannon, apenas o M-AMBI mostrou um maior nível de correspondência.

## 3.2 BAÍA DAS LARANJEIRAS

### 3.2.1 ANÁLISE ESPACIAL DA CAMPANHA DE INVERNO

O índice AMBI na campanha de inverno variou de 0 (condição ambiental normal) a 4,5 (condição pesadamente perturbada), com média geral de 1,67



**FIGURA 9.** Distribuição espacial dos índices bióticos (AMBI, M-AMBI e Shannon) e do teor de matéria orgânica no sedimento da Baía das Laranjeiras na campanha de inverno. A barra de cores espelha o gradiente formado pelo melhor valor do índice ou menor concentração de matéria orgânica (cor amarela) até o pior valor do índice ou maior concentração de matéria orgânica (cor lilás).

(levemente perturbada). Os maiores valores ficaram restritos a porção sul do estuário, alguns pontos da margem leste e na cabeceira da Baía mais próximo à entrada da Baía de Guaraqueçaba. O péssimo valor aferido (4,5) no primeiro ponto do transecto 1, entre a ilha do Mel e ilha das Peças (FIGURA 9).

O índice M-AMBI na campanha de inverno variou de 0,1 (condição extremamente perturbada) a 0,91 (condição ambiental normal) e a média geral foi de 0,62 (levemente perturbada). O padrão de variabilidade do índice segue um gradiente longitudinal em quase toda extensão do estuário (eixo sul-norte), apresentando os melhores valores de M-AMBI na margem oeste ocupando grande parte do corpo do estuário. Os piores valores foram constantes na margem leste e de maneira mais pronunciada nos transectos 1 e 2 (FIGURA 9).

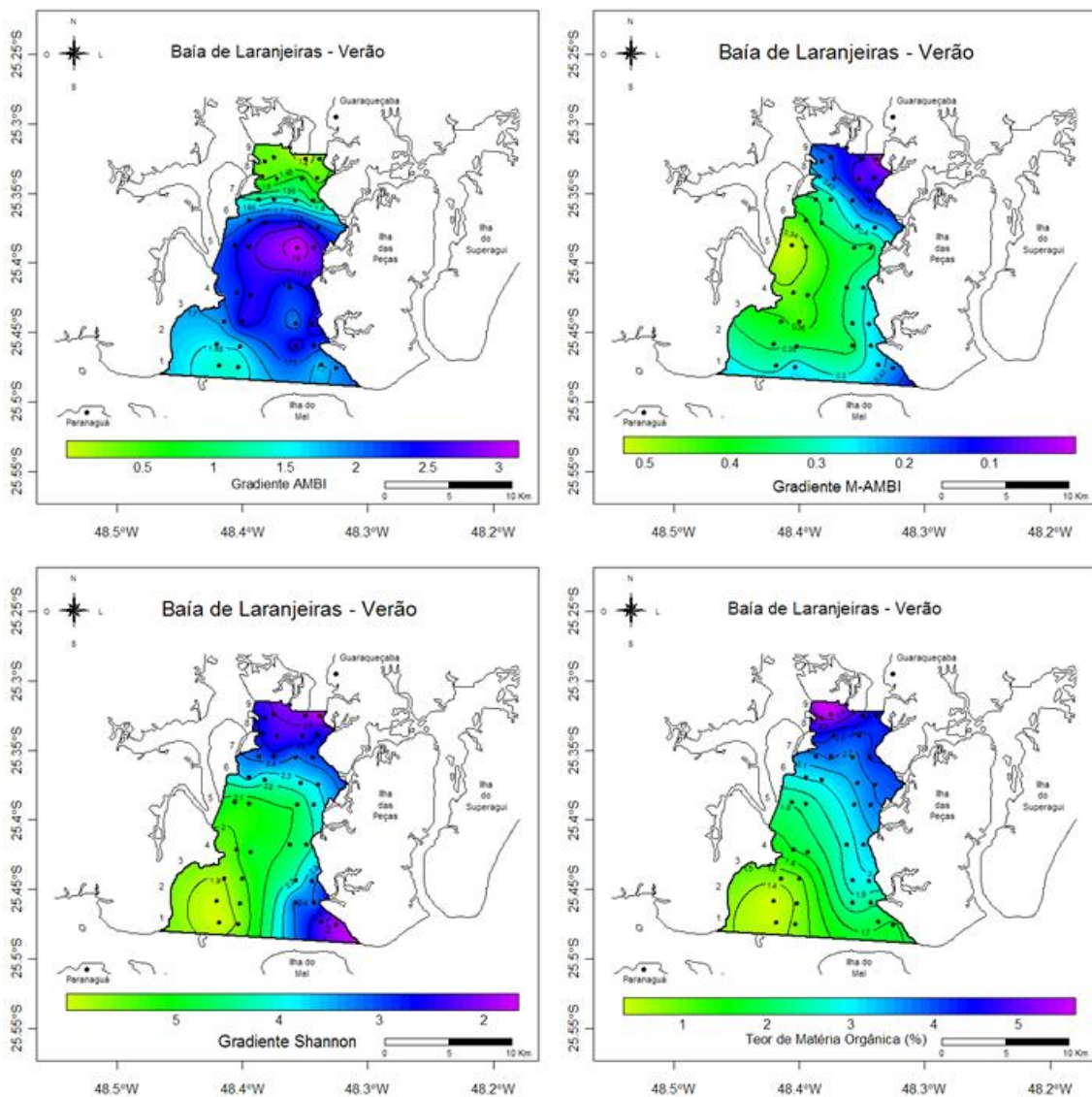
O índice de Shannon na campanha de inverno variou de 0 (condição ambiental extremamente perturbada) a 4,53 (condição levemente perturbada), com média geral de 2,96 (condição pesadamente perturbada). Os padrões de diversidade apresentaram um gradiente decrescente da margem oeste para leste, em duas radiais saindo do baixio do Perigo (transecto 1), uma que vai até a desembocadura, e outra que vai até a entrada da Baía de Guaraqueçaba na altura do transecto 9 (FIGURA 9).

O teor de matéria orgânica no inverno variou de 0,93% a 13,54%, com média de 4,42%. A matéria orgânica se concentrou mais na margem leste da Baía nos transectos 3, 4, 5 e de forma também expressiva na região interna nos transectos 9 junto à ligação com a enseada do Benito (FIGURA 9).

Nesta análise a distribuição da matéria orgânica em concentrações mais elevadas (<10%) foi muito pontual, apenas no ponto 9 (transecto 3, primeiro ponto da margem leste), no ponto 18 (transecto 5, primeiro ponto da margem leste) e nos pontos 35 e 36 (transecto 9, margem oeste). O padrão de distribuição da matéria orgânica no mapa teve mínima correspondência aos gradientes de perturbação apresentados pelos índices, todavia, uma análise na planilha de dados brutos (ANEXO 11) revelou alterações significativas para AMBI nos pontos 9, 35 e 36 que não se mostraram tão evidentes na análise espacial.

### 3.2.2 ANÁLISE ESPACIAL DA CAMPANHA DE VERÃO

O AMBI na campanha de verão variou de 0 a 3,1 (levemente perturbado) e a média geral foi igual à da campanha de inverno (1,67 - levemente perturbado). O padrão de variabilidade do índice foi alternado em relação à campanha anterior, com os maiores valores ocupando as regiões centrais enquanto que as extremidades apresentaram os menores valores (FIGURA 10).



**FIGURA 10.** Distribuição espacial dos índices bióticos (AMBI, M-AMBI e Shannon) e do teor de matéria orgânica no sedimento da Baía de Trapandé na campanha de verão. A barra de cores espelha o gradiente formado pelo melhor valor do índice ou menor concentração de matéria orgânica (cor amarela) até o pior valor do índice ou maior concentração de matéria orgânica (cor lilás).

Importante destacar o agrupamento de pontos dos transectos 5 e 6 mais próximos da margem leste, onde, segundo Noernberg (2001), atuam formações episódicas de uma zona de máxima turbidez (FIGURA 10).

O M-AMBI na campanha de verão variou de 0,41 (condição moderadamente perturbada) a 0,91 (condição ambiental normal), com média geral de 0,63 (levemente perturbado). O padrão de variabilidade do índice apresentou padrão similar ao da campanha de inverno, porém, com melhoria dos valores na região sul da Baía (transectos 4 a 1), ficando restrita às áreas internas da Baía (transectos 9, 8 e parte do 7) os valores que indicam condição ambiental moderadamente perturbada (FIGURA 10).

O índice de Shannon na campanha de verão variou de 0 a 4,27 (condição levemente perturbada), com média geral de 2,92 (pesadamente perturbada). Os padrões de orientação dos gradientes foram similares à campanha anterior, com melhoria dos valores nos transectos 5 e 6. Os piores valores de diversidade ficaram restritos a cabeceira do estuário (transecto 9) e aos dois pontos mais próximos a desembocadura (transecto 1) (FIGURA 10).

O teor de matéria orgânica no verão variou de 0,34% a 5,62%, com média de 1,99%. A distribuição se mostrou similar à campanha de inverno, porém com valores muito mais baixos, tanto na margem leste da Baía nos transectos 3, 4 e 5, quanto na região interna, transecto 9, junto à ligação com a enseada do Benito (FIGURA 10).

O padrão de distribuição de matéria orgânica foi inverso em relação ao gradiente de perturbação apresentado pelo AMBI e parcialmente coincidente com a diversidade de Shannon e M-AMBI.

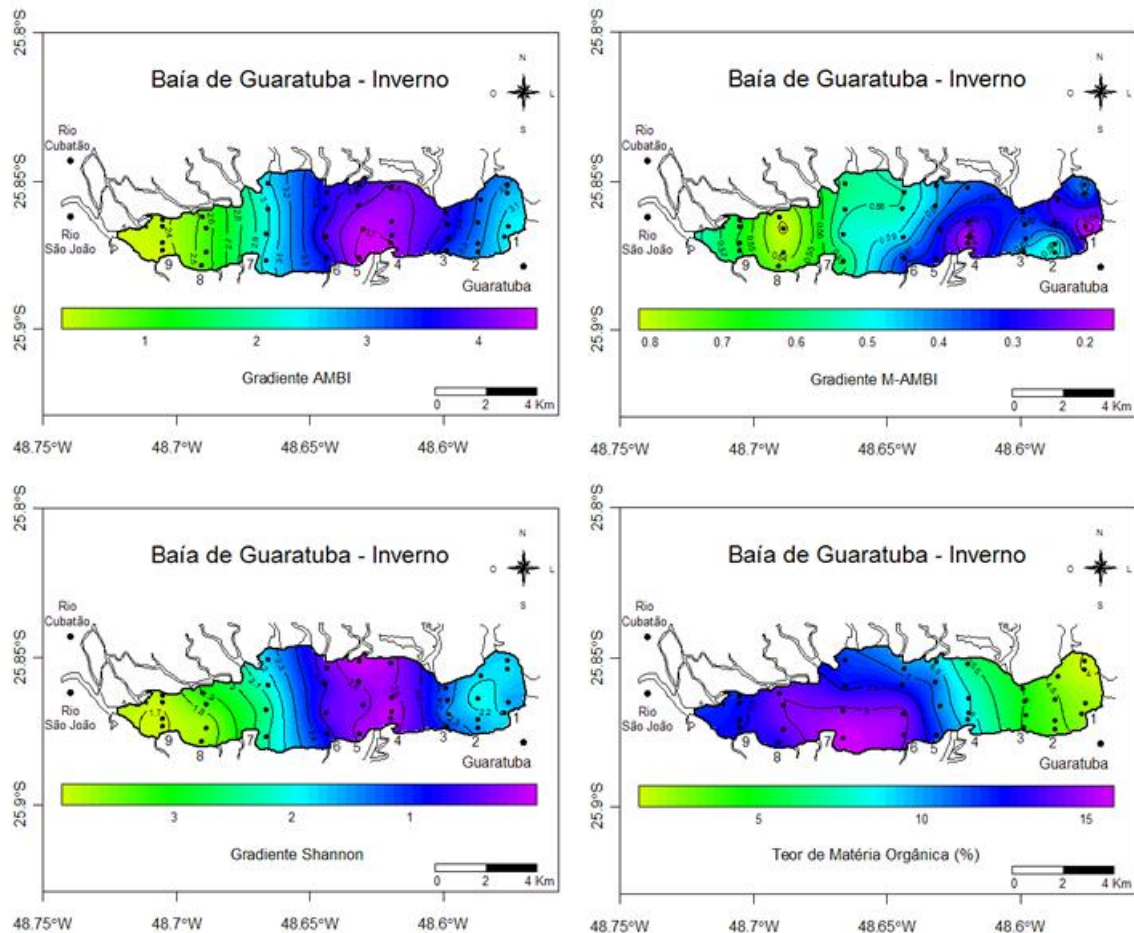
Em realidade, as concentrações de matéria orgânica foram tão baixas que os resultados apontados por todos os mapas desta campanha estão estritamente relacionados ao gradiente ambiental do estuário e suas forçantes (hidrodinâmica, salinidade, zona de máxima turbidez, granulometria...).



### 3.3 BAÍA DE GUARATUBA

#### 3.3.1 ANÁLISE ESPACIAL DA CAMPANHA DE INVERNO

O índice AMBI na campanha de inverno (FIGURA 11) variou de 0,29 (levemente perturbado) a 4,47 (pesadamente perturbada), com média geral de 3,25 (levemente perturbado). Os transectos do setor médio da Baía (4 e 5) foram classificados como pesadamente perturbados, com destaque para o pontos na margem sul próximos a desembocadura do rio Boguaçu, que mostraram padrão coincidente com a distribuição de nitrogênio total para mesma campanha (ANEXO 19.B).



**FIGURA 11.** Distribuição espacial dos índices bióticos (AMBI, M-AMBI e Shannon) e do teor de matéria orgânica no sedimento da Baía de Guaratuba na campanha de inverno. A barra de cores espelha o gradiente formado pelo melhor valor do índice ou menor concentração de matéria orgânica (cor amarela) até o pior valor do índice ou maior concentração de matéria orgânica (cor lilás).



O setor interno contrastou com os demais (transectos 7 a 9) apresentando um gradiente de levemente perturbados a condição ambiental normal (FIGURA 11).

O índice M-AMBI na campanha de inverno variou de 0,19 (condição extremamente perturbada) a 0,83 (condição ambiental normal), a média geral foi de 0,45 (moderadamente perturbada). O padrão de variabilidade foi dividido em dois setores bem distintos, o primeiro (transecto 1 a 6), com o predomínio dos piores valores de classificação, o segundo (transectos 6 a 9) apresentando os melhores valores de classificação ambiental. Os pontos que mais se destacaram negativamente foram os pontos próximos ao rio Boguaçu e um outro na margem sul (transecto 1), bem próximo à desembocadura da Baía (FIGURA 11).

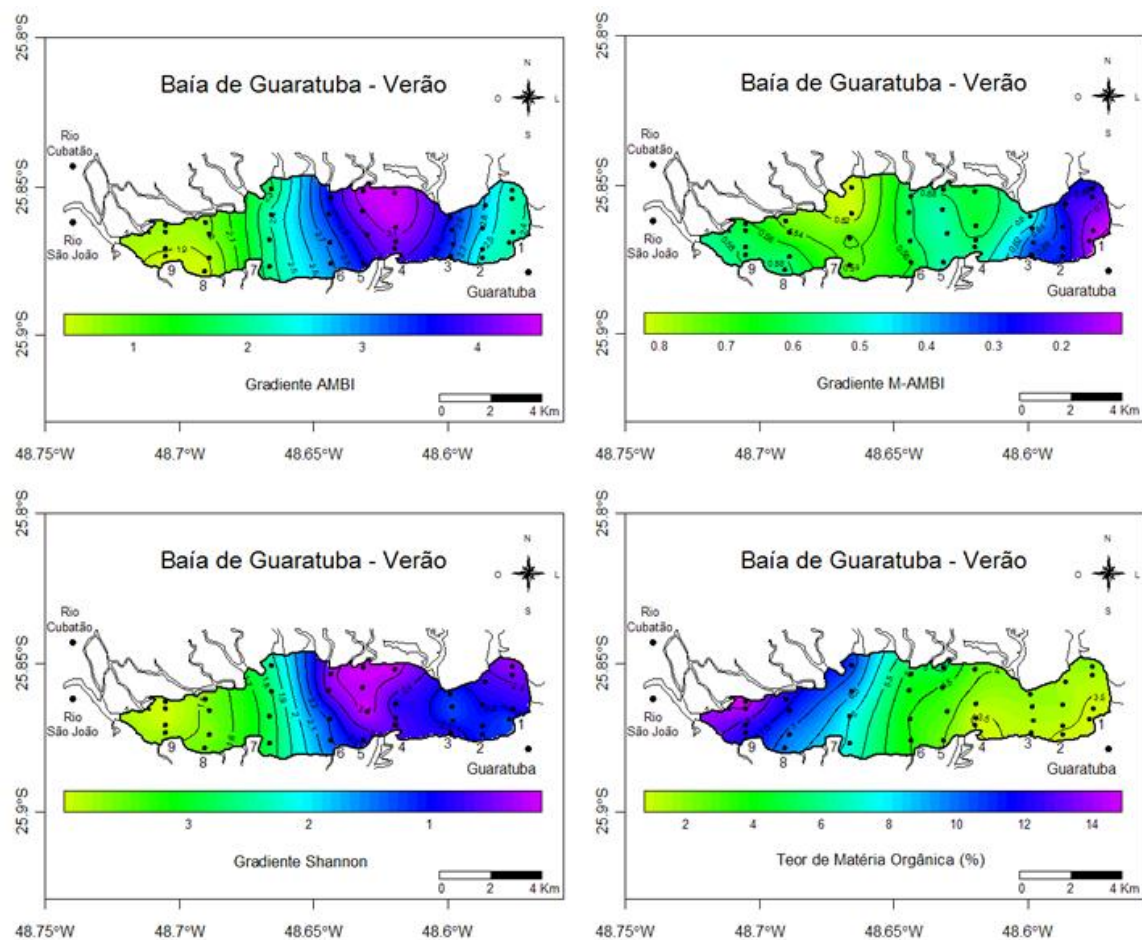
O índice de Shannon na campanha de inverno variou de 0,13 (extremamente perturbada) a 3,99 (moderadamente perturbada), a média geral foi de 1,80 (pesadamente perturbada). O padrão de variabilidade do índice apontou a condição de extremamente perturbada na região mediana da baía, numa faixa que vai da margem sul a norte entre os transectos 4 e 5. A partir desta faixa dois surgem dois gradientes decrescentes em direção às extremidades da baía, o setor externo apresentou classificação de pesadamente perturbado enquanto que no setor interno foi de moderadamente perturbado (FIGURA 11).

No inverno o teor de matéria orgânica no verão variou de 1,48% a 15,7%, com média de 6,28%. Os maiores valores foram encontrados no fim do setor médio (transecto 6) e na maioria dos pontos do setor interno da Baía (transectos 7 a 9).

Os padrões de distribuição mais elevados da matéria orgânica foram opostos aos padrões de perturbação apontados por todos os índices, apenas no transecto 6 existiu uma correspondência, ou melhor dizendo, uma sobreposição, pois tanto a matéria orgânica quanto os índices são afetados por uma zona de máxima turbidez que influencia esta porção do estuário (transectos 4 ao 6).

### 3.3.2 ANÁLISE ESPACIAL DA CAMPANHA DE VERÃO

O AMBI na campanha de verão mostrou variação similar a do inverno, variando de 0,44 (levemente perturbado) a 4,5 (pesadamente perturbado), com sensível melhora na média geral de 2,55 (levemente perturbado). O padrão de variabilidade do índice praticamente continuou o mesmo da campanha de inverno, com uma diferença marcante apenas, os piores valores nos transectos 4 e 5 ocorreram nesta campanha na margem norte (FIGURA 12).



**FIGURA 12.** Distribuição espacial dos índices bióticos (AMBI, M-AMBI e Shannon) e do teor de matéria orgânica no sedimento da Baía de Guaratuba na campanha de verão. A barra de cores espelha o gradiente formado pelo melhor valor do índice ou menor concentração de matéria orgânica (cor amarela) até o pior valor do índice ou maior concentração de matéria orgânica (cor lilás).

O M-AMBI na campanha de verão variou de 0,18 (condição extremamente perturbada) a 0,88 (condição ambiental normal), com média geral de 0,52 (moderadamente perturbado). O padrão de variabilidade do índice apresentou melhoria generalizada dos valores da região interna da Baía (transectos 7) estendendo-se na até o transecto 3. Os piores valores ficaram restritos à área mais externa próxima à desembocadura (transectos 3 a 1) indicando condição ambiental extremamente perturbada (FIGURA 12).

O índice de Shannon na campanha de verão repetiu o padrão geral do inverno, variando de 0,02 (extremamente perturbada) a 3,88 (moderadamente perturbada), com média geral de 1,87 (pesadamente perturbado). Os piores valores continuaram a ocorrer na região mediana do estuário, porém, mais relacionado à margem norte (transectos 4 a 6), o setor externo apresentou piora em relação a campanha de inverno (condições extremamente perturbadas) (FIGURA 12).

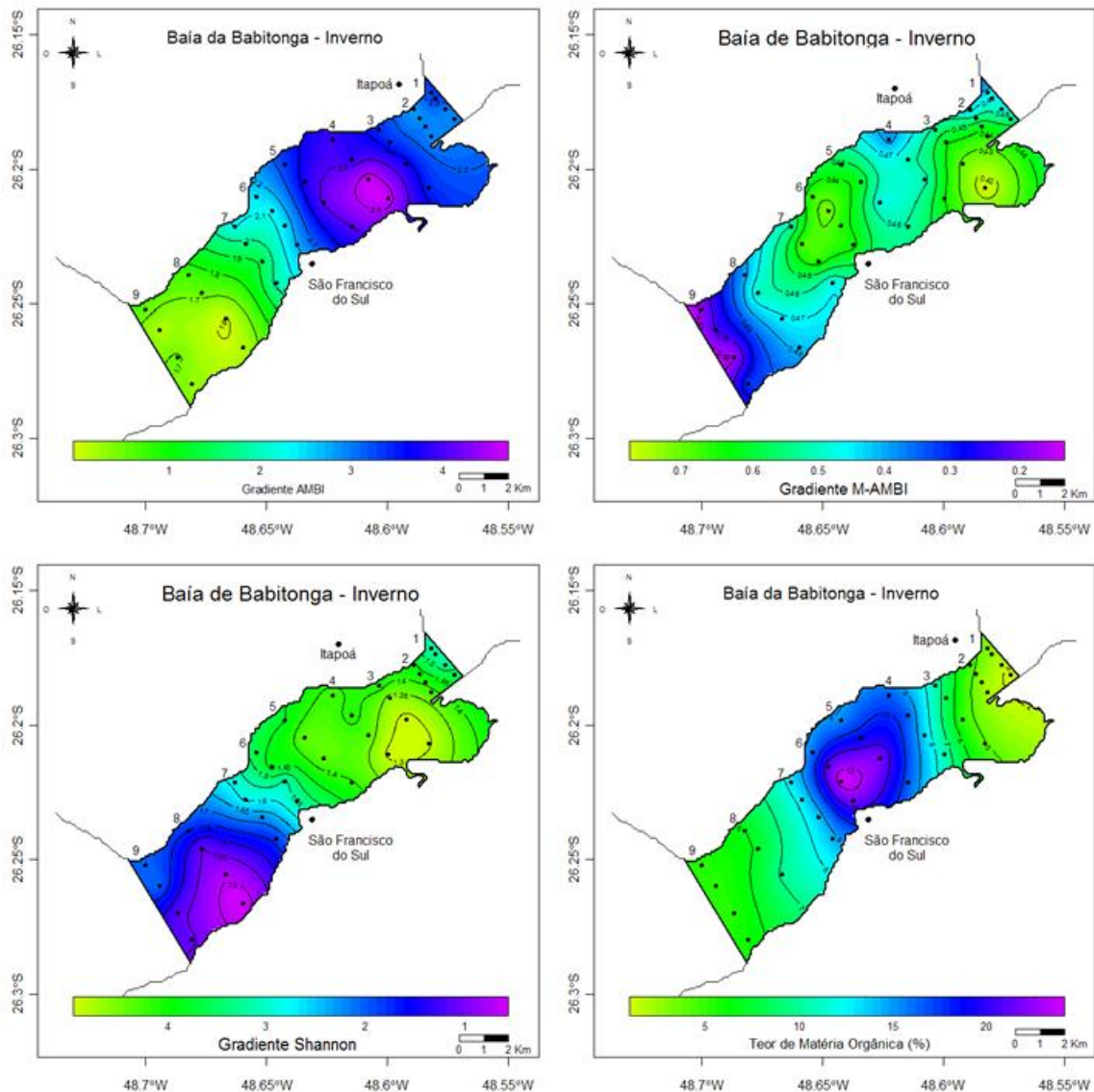
No verão o teor de matéria orgânica no verão variou de 0,9% a 14,7%, com média de 5,20%. Os maiores valores foram encontrados no setor interno da Baía (transectos 7 a 9), junto à margem norte próximo à desembocadura do rio Cubatão.

Assim como na campanha de inverno (FIGURA 11), os padrões de distribuição mais elevadas da matéria orgânica foram opostas aos padrões de perturbação apontados por todos os índices (FIGURA 12), sugerindo que às concentrações de matéria orgânica estão abaixo dos limites de detecção ou da sensibilidade dos índices propostos.

### 3.4 BAÍA DA BABITONGA

#### 3.4.1 ANÁLISE ESPACIAL DA CAMPANHA DE INVERNO

O índice AMBI na campanha de inverno (FIGURA 13) variou de 0 (condição ambiental normal) a 4,65 (condição pesadamente perturbada) entre pontos, com média geral de 2,13 (condição levemente perturbada).



**FIGURA 13.** Distribuição espacial dos índices bióticos (AMBI, M-AMBI e Shannon) e do teor de matéria orgânica no sedimento da Baía da Babitonga na campanha de inverno. A barra de cores espelha o gradiente formado pelo melhor valor do índice ou menor concentração de matéria orgânica (cor amarela) até o pior valor do índice ou maior concentração de matéria orgânica (cor lilás).

O setor externo e parte do setor médio da Baía (transectos 1 a 5) foram classificados como moderadamente perturbados, com destaque para dois pontos do transecto 4 na margem sul (pesadamente perturbados). Os transectos 6 a 9 apresentaram um gradiente de levemente perturbados a condição ambiental normal (FIGURA 13).

O índice M-AMBI na campanha de inverno variou de 0,24 (condição pesadamente perturbada) a 0,87 (condição ambiental normal) entre pontos, com média geral de 0,57 (moderadamente perturbada). A região que vai do setor externo até início do setor interno da Baía (transectos 1 a 7) foi classificada como levemente perturbada. Do transecto 7 a 9 ocorreu um pronunciado aumento até a condição de moderadamente perturbado (FIGURA 13).

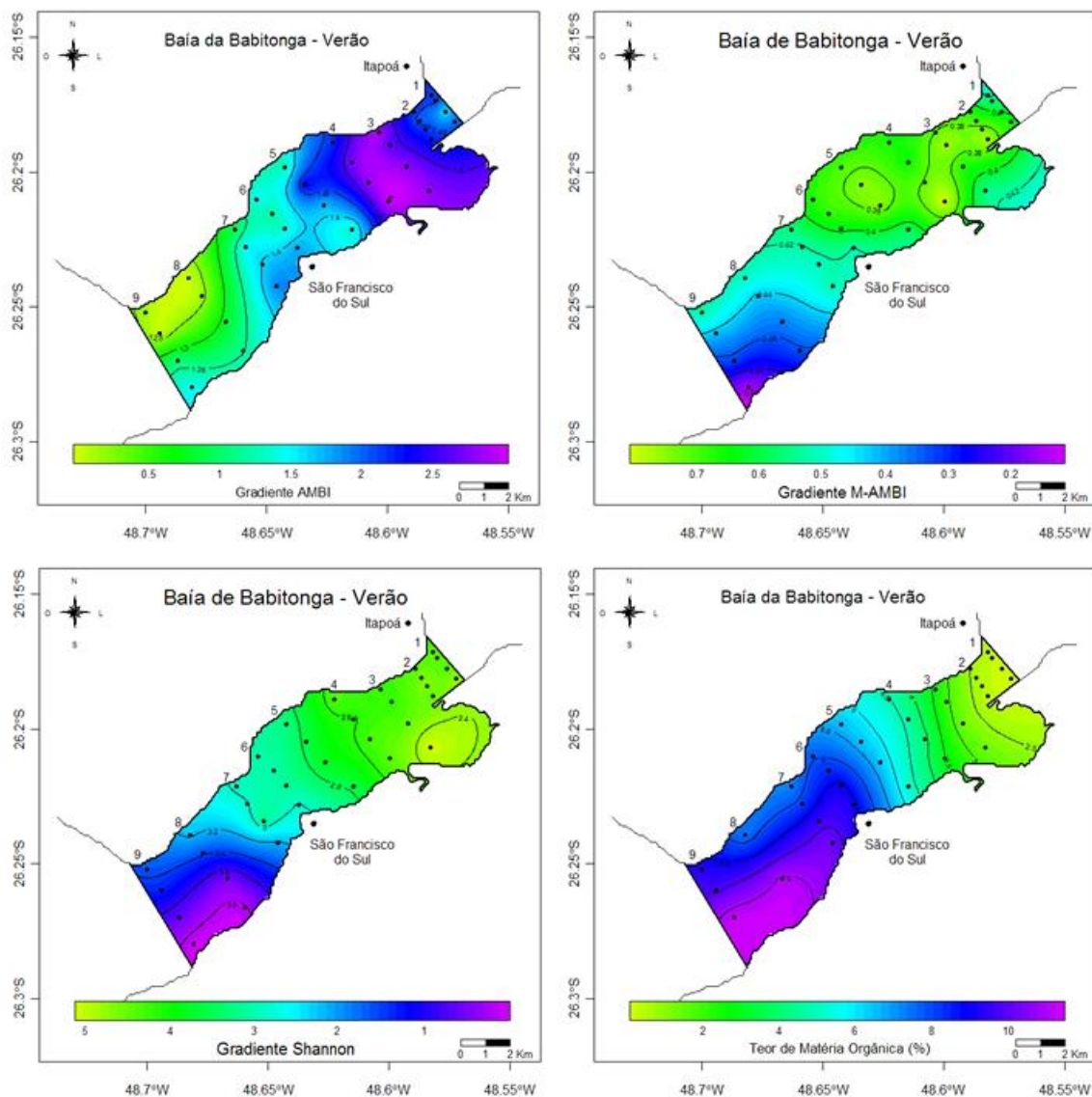
O índice de Shannon na campanha de inverno variou de 0 (condição ambiental extremamente perturbada) a 4,32 (condição levemente perturbada) entre pontos e a média geral foi de 2,91 (condição pesadamente perturbada). O setor externo e médio da Baía (transectos 1 a 6) foram classificados como moderadamente perturbados. O setor interno (transectos 7 a 9) apresentou condição pesadamente perturbada com piores valores situados na margem sul do transecto 8 (FIGURA 13).

O teor de matéria orgânica no inverno variou de 1,17% a 23,9%, com média de 7,37%. A distribuição ficou concentrada bem ao centro do setor médio da Baía (transecto 6), próximo à região portuária de São Francisco do Sul (FIGURA 13).

Os padrões de distribuição mais elevados da matéria orgânica foram totalmente distintos aos padrões de perturbação apontados por todos os índices e, entre si, cada qual apresentou padrão espacial diverso do outro.

### 3.4.2 ANÁLISE ESPACIAL DA CAMPANHA DE VERÃO

O AMBI na campanha de verão mostrou considerável melhora em relação ao inverno, variando de 0 a 3 (levemente perturbado), com média geral do índice em 1,38 (levemente perturbado). O padrão de variabilidade do índice praticamente continuou o mesmo da campanha de inverno, com piores valores da jusante para montante do estuário (FIGURA 14).



**FIGURA 14.** Distribuição espacial dos índices bióticos (AMBI, M-AMBI e Shannon) e do teor de matéria orgânica no sedimento da Baía da Babitonga na campanha de verão. A barra de cores espelha o gradiente formado pelo melhor valor do índice ou menor concentração de matéria orgânica (cor amarela) até o pior valor do índice ou maior concentração de matéria orgânica (cor lilás).

Os transectos 3 e 4 novamente apresentaram os valores mais elevados, porém com classificação de levemente perturbados (FIGURA 14).

O M-AMBI na campanha de verão variou de 0,22 (condição pesadamente perturbada) a 0,89 (condição ambiental normal), com média geral de 0,62 (levemente perturbado). O padrão de variabilidade do índice apresentou melhoria generalizada dos valores na região que vai do setor externo até início do setor interno da Baía (transectos 1 a 7), estendendo-se na margem norte nos transectos 8 e 9. Os piores valores ficaram circunscritos a estes mesmos transectos junto à margem sul indicando condição ambiental extremamente perturbada (FIGURA 14).

O índice de Shannon na campanha de verão repetiu padrão visual semelhante na variabilidade em relação ao inverno, de 0 a 5,06 (condição ambiental normal), com média geral de 3,13 (moderadamente perturbado). Os piores valores continuaram a ocorrer na região mais interna do estuário, junto à margem sul nos transectos 8 e 9 (condições extremamente perturbadas) (FIGURA 14).

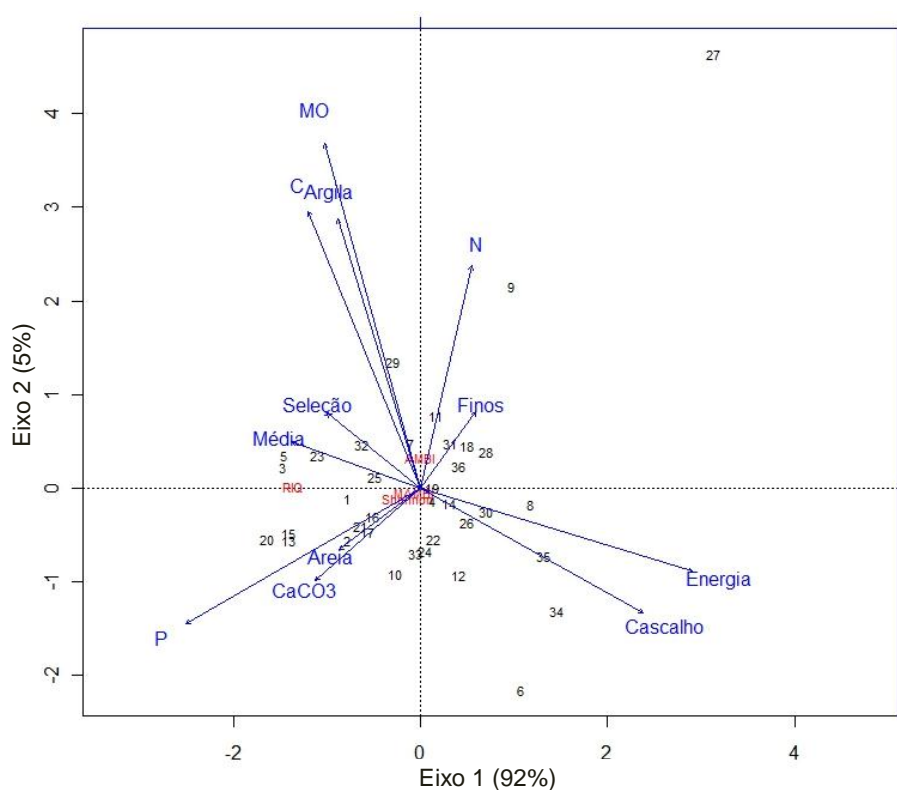
O teor de matéria orgânica no sedimento no verão variou de 0,19% a 11,35% entre os pontos, com média de 5%. A distribuição mostrou um gradiente crescente da desembocadura em direção às áreas mais internas da baía. A partir do transecto 6 (região portuária) os valores sofreram um incremento com maiores concentrações junto a margem sul nos transecto 8 e 9 (FIGURA 14).

Os padrões de perturbação apontados pelo índice de Shannon foram bem correlacionados ao gradiente de distribuição da matéria orgânica, o M-AMBI também apresentou, com menos intensidade, padrão semelhante. O AMBI foi totalmente indiferente à matéria orgânica apresentando um padrão praticamente oposto.

### 3.5 ANÁLISES DE REDUNDÂNCIA (RDA)

#### 3.5.1 BAÍA DE TRAPANDÉ - CAMPANHA DE INVERNO

O gráfico da campanha de inverno da Baía de Trapandé (FIGURA 15) mostrou que os índices - AMBI, M-AMBI e Shannon - não apresentaram nenhuma correlação significativa com as variáveis ambientais, apenas o parâmetro da riqueza, junto ao eixo 1 (92%), teve alta correlação negativa com as variáveis energia hidrodinâmica e cascalho; e correlação positiva com as variáveis média do grão e carbonato de cálcio.



**FIGURA 15.** Gráfico da campanha de inverno na Baía de Trapandé, baseado em análise de redundância de parâmetros orgânicos (vetores em azul: **MO** – Teor de matéria orgânica; **C** – Carbono total; **N** – Nitrogênio total; **P** – Fósforo total) e granulométricos do sedimento (vetores em azul: **CaCO3** - %Carbonato de cálcio; **Argila**; **Areia**; **Cascalho**; **Finos**; **Média** do grão; Grau de **Seleção**; **Energia** hidrodinâmica) em relação às variáveis dependentes (em vermelho: **AMBI**; **M-AMBI**; **Shannon**; **RIQ** – Riqueza) e aos pontos amostrais (números em preto). Proporção de explicação acumulada dos eixos de 97%.

O Ponto 27 foi o único ponto outlier desta campanha, pois apresentou zero espécimes na amostra, sua permanência na análise é justificada devido ao fato de que a ausência de organismos é interpretada pelos índices como um local

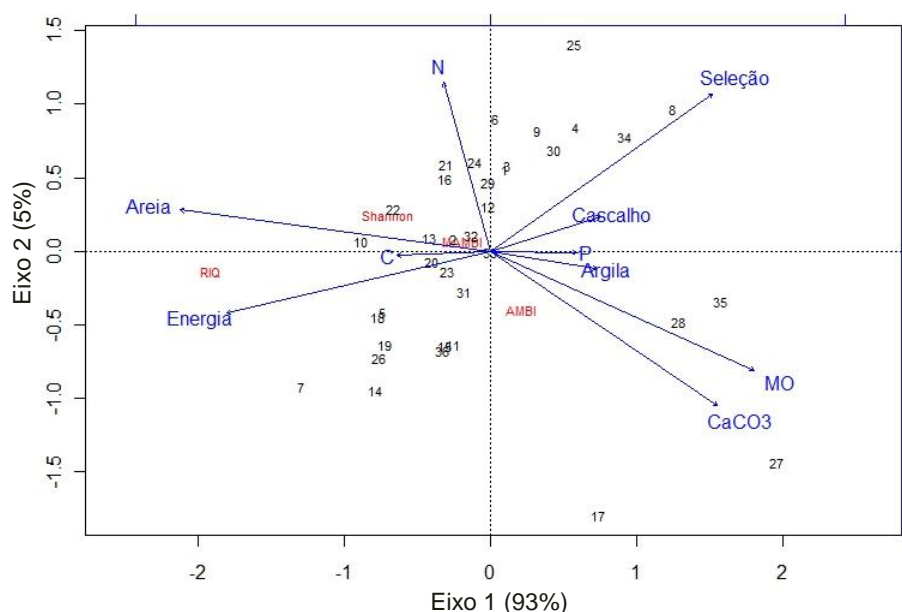


extremamente perturbado (AMBI=7), sendo deste modo, uma importante informação a ser tratada, outro motivo para sua permanência foi uma tentativa frustrada de retirada deste ponto da análise, os resultados em relação aos índices continuaram os mesmos e ocorreu uma redistribuição de pontos e vetores muito mais confusa.

Nesta análise apenas a variável silte foi retirada devido à alta colinearidade com finos (0,99).

### 3.5.2 BAÍA DE TRAPANDÉ - CAMPANHA DE VERÃO

O gráfico da análise de redundância da campanha de verão na Baía de Trapandé (FIGURA 16), mostrou que os índices, AMBI e M-AMBI, não tiveram qualquer correlação significativa com os parâmetros ambientais amostrados, o índice de Shannon teve pequena correlação positiva com o carbono total e alta correlação negativa com a matéria orgânica e o carbonato de cálcio. O parâmetro da riqueza foi altamente correlacionado com às variáveis energia hidrodinâmica e areia.



**FIGURA 16.** Gráfico da campanha de verão na Baía de Trapandé, baseado em análise de redundância de parâmetros orgânicos (vetores em azul: **MO** – Teor de matéria orgânica; **C** – Carbono total; **N** – Nitrogênio total; **P** – Fósforo total) e granulométricos do sedimento (vetores em azul: **CaCO3** - %Carbonato de cálcio; **Argila**; **Areia**; **Cascalho**; Grau de **Seleção**; **Energia** hidrodinâmica) em relação às variáveis dependentes (em vermelho: **AMBI**; **M-AMBI**; **Shannon**; **RIQ** – Riqueza) e aos pontos amostrais (números em preto). Proporção de explicação acumulada dos eixos de 98%.

Os pontos 27 e 17 foram os mais extremos no gráfico, no ponto 27 ocorreu exatamente o que já foi dito na análise gráfica anterior da campanha de inverno (FIGURA 15), o ponto 17 apresentou o segundo pior valor de AMBI (4,47) com 8 espécies em sua amostra e alta dominância do gastrópode *Heleobia australis* (691 indivíduos).

O ponto 25 apresentou uma aparente correlação com as variáveis nitrogênio total e grau de seleção, ambos em relação ao eixo 2 (apenas 5% de explicação), todavia, sua posição no gráfico é explicada pelo menor valor de AMBI (0,7) em contraposição ao ponto 27 (AMBI=7).

Foram retirados desta análise três parâmetros: média (0,94) e silte (0,99) por alta colinearidade com finos que, por sua vez, também foi retirado por colinearidade com a matéria orgânica (0,88).

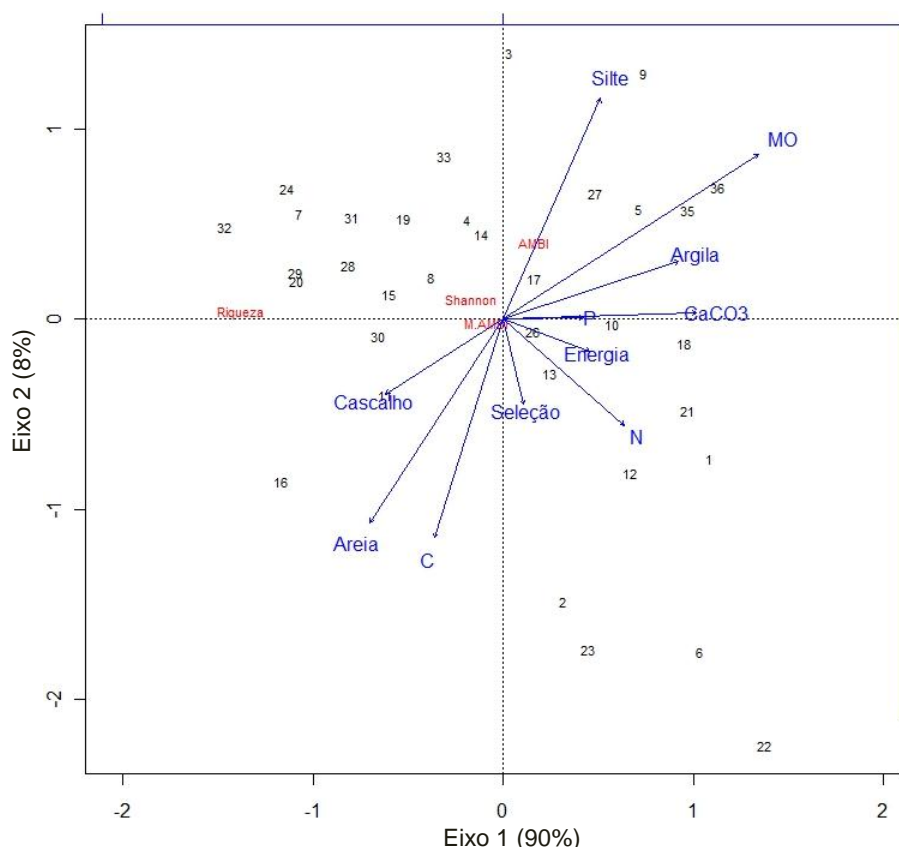
### 3.5.3 BAÍA DAS LARANJEIRAS - CAMPANHA DE INVERNO

O gráfico da análise de redundância da campanha de inverno na Baía de Laranjeiras (FIGURA 17), mostrou que AMBI foi único índice a ter uma pequeníssima correlação com o silte e matéria orgânica, ambos relacionados ao eixo 2 (8%). Os índices de Shannon e M-AMBI foram totalmente indiferentes na análise à influência das variáveis ambientais.

O parâmetro da riqueza teve alta correlação negativa com a concentração de carbonato de cálcio, ficando bem mais destacado no lado direito do gráfico junto aos pontos que apresentaram os maiores valores deste parâmetro, estes pontos foram correlacionados negativamente a energia hidrodinâmica e tem a particularidade de se localizarem todos na margem oeste da Baía das Laranjeiras, em locais mais protegidos da influência direta das correntes de maré.

O ponto 34 foi considerado um outlier e retirado da análise devido à dominância de *Mytella Guyanensis* (719 ind.) que faz parte do grupo ecológico I, por

tal razão obteve pelo AMBI o melhor escore de condição ambiental, entretanto, com uma baixa riqueza (4 espécies). Pela mesma razão o ponto 25 também foi retirado, diferindo apenas no fato de ter apresentado no total da amostra um *Paraprionospio pinnata* (grupo IV).



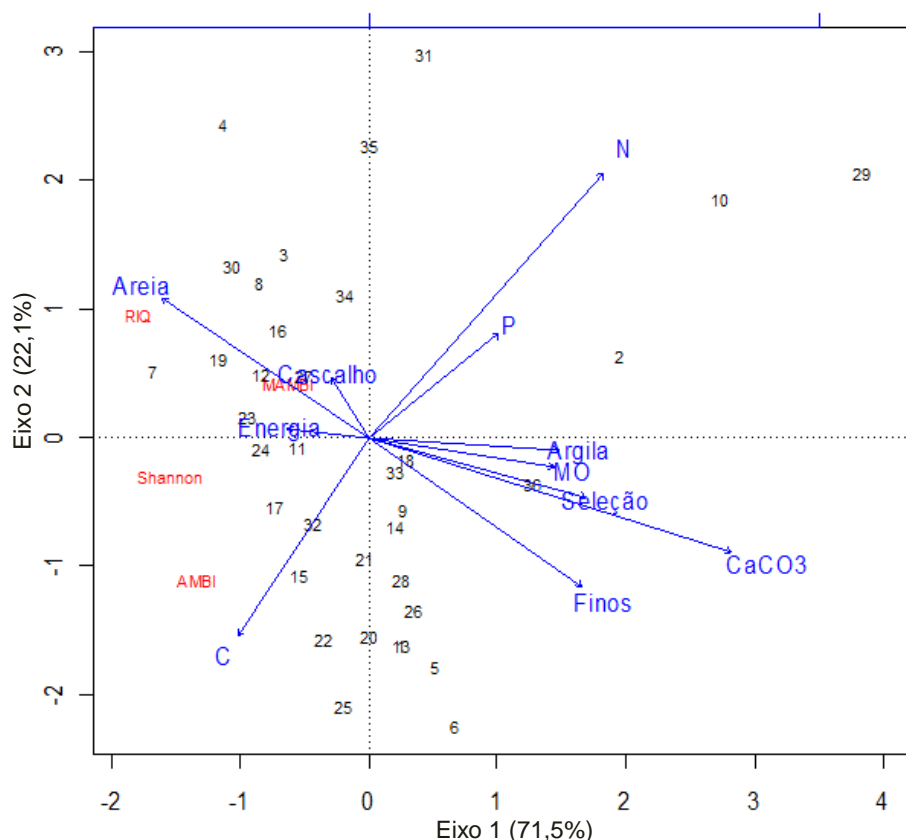
**FIGURA 17.** Gráfico da campanha de inverno na Baía das Laranjeiras, baseado em análise de redundância de parâmetros orgânicos (vetores em azul: **MO** – Teor de matéria orgânica; **C** – Carbono total; **N** – Nitrogênio total; **P** – Fósforo total) e granulométricos do sedimento (vetores em azul: **CaCO3** - %Carbonato de cálcio; **Argila**; **Areia**; **Cascalho**; **Finos**; Grau de **Seleção**; **Energia** hidrodinâmica) em relação às variáveis dependentes (em vermelho: **AMBI**; **M-AMBI**; **Shannon**; **RIQ** – Riqueza) e aos pontos amostrais (números em preto). Proporção de explicação acumulada dos eixos de 98%.

Os pontos 3 e 9 obtiveram os maiores valores de AMBI (~3,5) e foram correlacionados ao silte e matéria orgânica, em antagonismo aos pontos extremos (22, 6, 23 e 2) que obtiveram os valores mais baixos de AMBI.

Foram retirados desta análise dois parâmetros: média (0,87) e finos (0,87) por alta colinearidade com a matéria orgânica.

### 3.5.3 BAÍA DAS LARANJEIRAS - CAMPANHA DE VERÃO

O gráfico da análise de redundância da campanha de verão na Baía de Laranjeiras (FIGURA 18), mostrou que o AMBI foi mais correlacionado a concentração de carbono total e negativamente correlacionado a concentração de nitrogênio total, ambos relacionados ao eixo 2 (22,1%).



**FIGURA 18.** Gráfico da campanha de verão na Baía das Laranjeiras, baseado em análise de redundância de parâmetros orgânicos (vetores em azul: **MO** – Teor de matéria orgânica; **C** – Carbono total; **N** – Nitrogênio total; **P** – Fósforo total) e granulométricos do sedimento (vetores em azul: **CaCO<sub>3</sub>** - %Carbonato de cálcio; **Argila**; **Areia**; **Cascalho**; **Finos**; Grau de **Seleção**; **Energia** hidrodinâmica) em relação às variáveis dependentes (em vermelho: **AMBI**; **M-AMBI**; **Shannon**; **RIQ** – Riqueza) e aos pontos amostrais (números em preto). Proporção de explicação acumulada dos eixos de 93,6%.

O índice de Shannon apresentou (FIGURA 18) apenas relativa correlação negativa com às variáveis argila, matéria orgânica, grau de seleção e carbonato de cálcio (eixo 1 – 71,5%).

O M-AMBI (FIGURA 18) teve pequena correlação com cascalho (eixo 1) e a energia hidrodinâmica (eixo 2) e significativa correlação negativa com finos (eixo 2),

entretanto, o resultado de M-AMBI é mais justificado pela influência direta da riqueza que teve alta correlação negativa com finos (eixo 1) e alta correlação positiva com a areia (eixo 1).

Os pontos acima no gráfico (31, 4 e 35) representam os melhores valores de AMBI e os maiores valores para riqueza em relação aos pontos 25, 5 e 6 que tiveram os piores resultados de AMBI, por outro lado, os pontos 2, 10 e 29, à direita no gráfico (FIGURA 18), obtiveram bons escores de AMBI e valores muito baixos de riqueza.

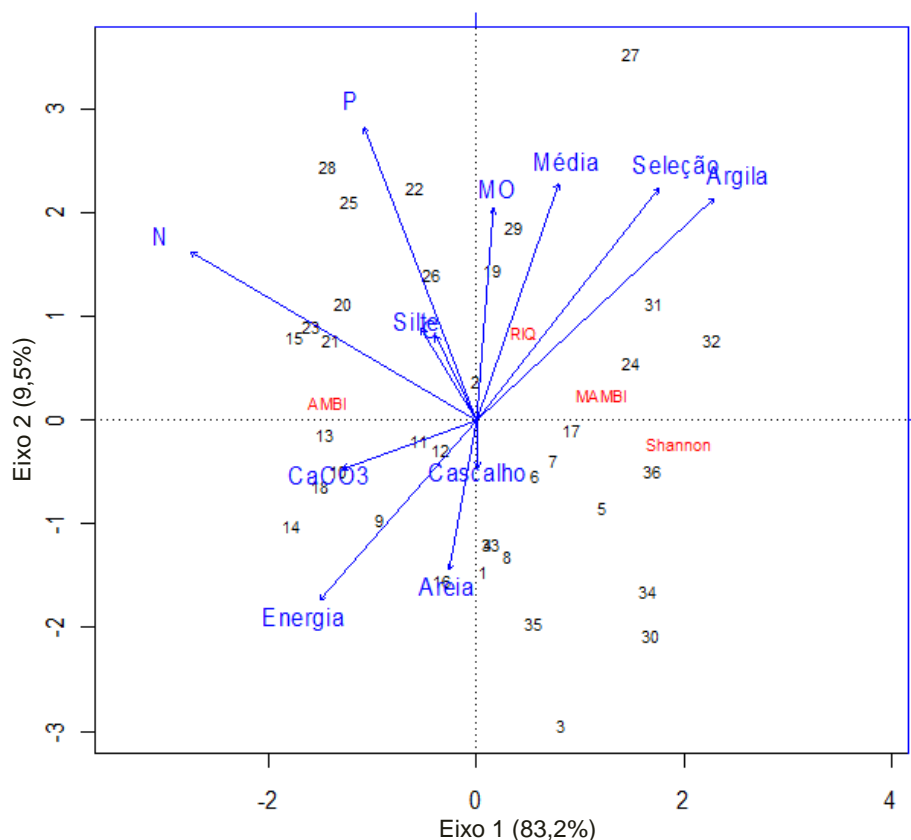
Foram retirados desta análise dois parâmetros: média (0,85) e silte (0,88) por alta colinearidade com finos.

#### 3.5.4 BAÍA DE GUARATUBA - CAMPANHA DE INVERNO

O gráfico da análise de redundância da campanha de inverno na Baía de Guaratuba (FIGURA 19), mostrou que AMBI teve sua posição bem correlacionada ao eixo 1 (83,2%) e apesar de sugerir que os dois vetores mais próximos (Carbonato de cálcio e Nitrogênio) sejam os maiores fatores de influência sobre o AMBI, o mais correto é creditar à *Heleobia australis* (**GIV**) grande peso e influência nesta análise, pois esta espécie dominou quase todos pontos amostrados e em especial os pontos mais à esquerda no gráfico. No ponto 28 ocorreu o maior registro (6.284 ind.) e sua ausência somente aconteceu nos pontos 30, 31, 33, 34 e 35.

De maneira análoga, Shannon (FIGURA 19) somente obteve os melhores resultados nestes pontos livres da dominância de *H. australis*, por outro lado, a riqueza - mesmo tendo a vantagem de não ser afetada por dominância de espécies - mostrou pequena correlação positiva com a média do grão e o grau de seleção e negativa com a energia hidrodinâmica, todos em relação ao eixo 2 (9,5%). O ponto 27 registrou a maior riqueza (43 esp.) e a menor no ponto 3 (7 esp.).

O M-AMBI não mostrou nenhuma correlação significativa com os parâmetros orgânicos ou granulométricos do sedimento, posicionando-se à direita no gráfico (FIGURA 19) entre os pontos mais relacionados aos menores valores de AMBI, com alta riqueza e maior diversidade.



**FIGURA 19.** Gráfico da campanha de inverno na Baía de Guaratuba, baseado em análise de redundância de parâmetros orgânicos (vetores em azul: **MO** – Teor de matéria orgânica; **C** – Carbono total; **N** – Nitrogênio total; **P** – Fósforo total) e granulométricos do sedimento (vetores em azul: **CaCO<sub>3</sub>** - %Carbonato de cálcio; **Argila**; **Areia**; **Cascalho**; **Silte**; **Média** do grão; Grau de **Seleção**; **Energia** hidrodinâmica) em relação às variáveis dependentes (em vermelho: **AMBI**; **M-AMBI**; **Shannon**; **RIQ** – Riqueza) e aos pontos amostrais (números em preto). Proporção de explicação acumulada dos eixos de 92,7%.

Foi retirada desta análise (FIGURA 18) a variável finos por apresentar alta colinearidade com o silte (0,95) e com a média (0,90).

**FIGURA 20.** Gráfico da campanha de verão na Baía de Guaratuba, baseado em análise de redundância de parâmetros orgânicos (vetores em azul: **MO** – Teor de matéria orgânica, **C** – Carbono total; **N** – Nitrogênio total; **P** – Fósforo total) e granulométricos do sedimento (vetores em azul: **CaCO3** - %Carbonato de cálcio; **Argila**; **Areia**; **Cascalho**; Grau de **Seleção**; **Energia** hidrodinâmica) em relação às variáveis dependentes (em vermelho: **AMBI**; **M-AMBI**; **Shannon**; **RIQ** – Riqueza) e aos pontos amostrais (números em preto). Proporção de explicação acumulada dos eixos de 96%.

Aproximadamente um terço do total de pontos nesta campanha foram massivamente dominados por *Heleobia australis*, outro terço dos pontos apresentaram apenas de 1 a 10 espécimes, enquanto que no terço restante *H. australis* foi ausente.

O índice de Shannon (FIGURA 20), junto ao eixo 1, foi bem correlacionado às variáveis nitrogênio, carbonato de cálcio e fósforo. O M-AMBI foi da mesma maneira correlacionado a estas variáveis e ao grau de seleção. A riqueza foi fracamente correlacionada ao fósforo. Por fim, Shannon, M-AMBI e a riqueza foram correlacionados negativamente à energia hidrodinâmica.

Foram retirados desta análise (FIGURA 20) três parâmetros: média (0,94) e silte (0,96) por alta colinearidade com finos que, por sua vez, também foi retirado por colinearidade com a matéria orgânica (0,91).

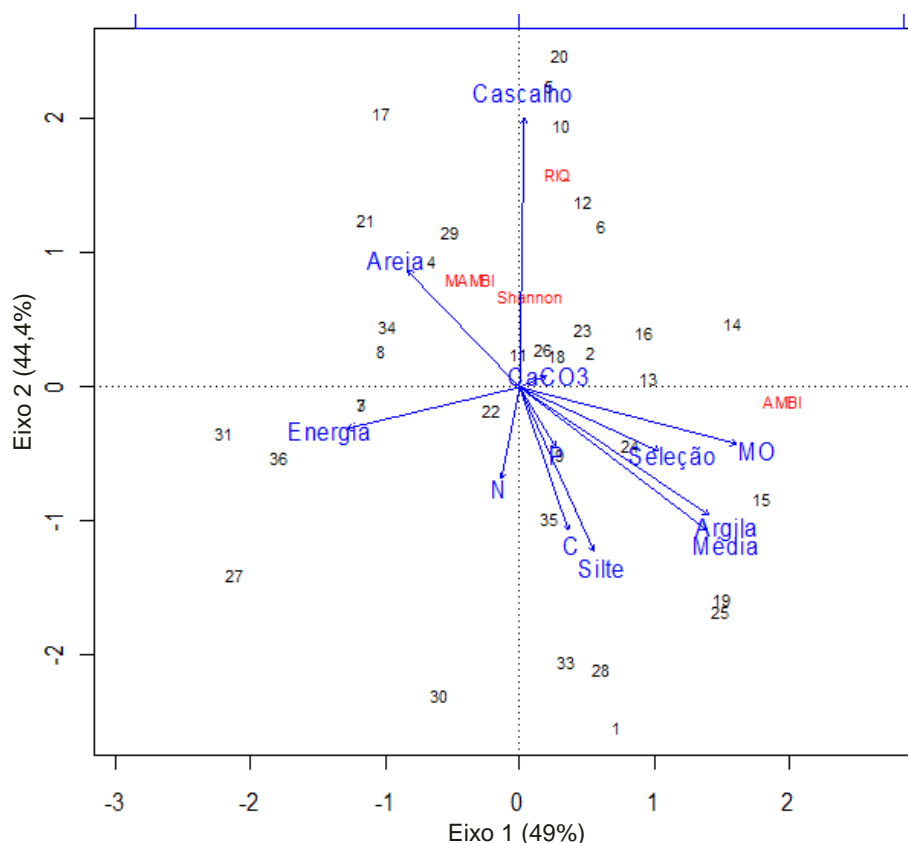
### 3.5.6 BAÍA DA BABITONGA - CAMPANHA DE INVERNO

O gráfico da análise de redundância da campanha de inverno na Baía da Babitonga (FIGURA 21), mostrou que AMBI foi positivamente correlacionado (eixo 1 – 49%) à matéria orgânica e negativamente correlacionado à energia hidrodinâmica, enquanto que as demais variáveis dependentes foram todas mais correlacionadas ao eixo 2 (44,4%).

A riqueza apresentou alto correlacionamento com cascalho, M-AMBI e Shannon apresentaram correlação positiva tanto pelo cascalho quanto pela areia e negativa pelo silte.

O ponto 21 foi extremo devido à alta riqueza de sua amostra (50 esp.) e seu oposto foram os pontos 28 e 33 (4 esp.), o ponto 15 obteve a pior avaliação de AMBI (4,66) em oposição ao ponto 31 que obteve o melhor valor (0,22).





**FIGURA 21.** Gráfico da campanha de inverno na Baía da Babitonga, baseado em análise de redundância de parâmetros orgânicos (vetores em azul: **MO** – Teor de matéria orgânica; **C** – Carbono total; **N** – Nitrogênio total; **P** – Fósforo total) e granulométricos do sedimento (vetores em azul: **CaCO<sub>3</sub>** - %Carbonato de cálcio; **Argila**; **Areia**; **Cascalho**; **Silte**; Grau de **Seleção**; **Energia** hidrodinâmica) em relação às variáveis dependentes (em vermelho: **AMBI**; **M-AMBI**; **Shannon**; **RIQ** – Riqueza) e aos pontos amostrais (números em preto). Proporção de explicação acumulada dos eixos de 93,4%.

Foi retirada desta análise a variável finos (0,97) por alta colinearidade com o silte.

### 3.5.7 BAÍA DA BABITONGA - CAMPANHA DE VERÃO

O gráfico da análise de redundância da campanha de verão na Baía da Babitonga (FIGURA 22), mostrou que AMBI foi bem correlacionado ao agrupamento de pontos (14, 25, 7, 4, 26 e 13) que foram associados às maiores concentrações de argila (eixo 2 - 22%) e correlacionado negativamente a energia hidrodinâmica.

Foram retirados desta análise (FIGURA 22) duas variáveis: finos por alta colinearidade com a matéria orgânica (0,96), com silte (0,90) e com a média (0,93)

que também foi retirada por colinearidade com a matéria orgânica (0,90). O ponto 31 foi considerado outlier e retirado da análise devido à baixa riqueza (3).

Por fim, esta análise também não contou com os pontos 30, 32 e 36 que foram perdidos durante a triagem e processamento das amostras em laboratório.

## 4 DISCUSSÃO

A hipótese de que as concentrações do teor matéria orgânica ou de finos sejam precursoras da alta variabilidade dos índices bióticos, nestes ambientes estuarinos, não foi constatada. Em realidade, estas variáveis se mostraram coadjuvantes de padrões prevalecentes do gradiente de energia ambiental estuarina. Obviamente esta constatação é restrita a uma escala de variabilidade espacial mais ampla, do quilômetro a dezena de quilômetros, pois o estudo objetivou perceber padrões de resposta dos índices ao longo das regiões estuarinas estudadas.

Segundo Quintino et al. (2006) e Tataranni & Lardicci (2009) os índices bióticos sugerem, em pequena escala, resultados que refletem fatores mais ligados à heterogeneidade ecológica, enquanto que na escala de setores estuarinos, índices bióticos parecem refletir variações naturais na perturbação por correntes ao invés de variação por efeitos antropogênicos.

A análise dos resultados gerais dos índices, para o estado de condição ambiental (TABELA 2 e 3) e das concentrações das variáveis orgânicas no sedimento (TABELA 4 e 5), serve como ponto de partida inicial na identificação da variabilidade e formulação de hipóteses sobre processos que afetam as resposta dos índices bióticos. A informação condensada pelas médias foi útil para reconhecer, num primeiro momento, a avaliação conjunta dos índices em todos estuários e sua variabilidade espacial (setores) e temporal (campanhas).

O resultado de todas tabelas (2 a 5), mostram que as concentrações de matéria orgânica foram muito baixas, indicando um padrão prístino frequentemente

associado a locais com baixo fluxo de matéria orgânica ou em condições de não enriquecimento orgânico (e.g. CROMÉY *et al.*, 2002; CALLIER *et al.*, 2008), o que, por sua vez, não influenciou qualquer padrão geral de correspondência significativo dos índices AMBI e M-AMBI. Outros estudos também sugerem que a matéria orgânica é um pobre indicador da condição bentônica, especialmente em níveis baixos (HARGRAVE *et al.*, 1997; MAZZOLA *et al.*, 2000; MACLEOD *et al.*, 2004).

Nestas condições, índices baseados nas premissas do modelo de enriquecimento orgânico de Pearson & Rosenberg (1978) podem potencialmente gerar respostas mistas, principalmente em estuários, onde a macrofauna benthica responde de maneira complexa a inúmeras interações biogeoquímicas e ecológicas, resultando em padrões que raramente são explicados de forma adequada por uma única variável ambiental (BORJA *et al.*, 2009).

Os mapas geoestatísticos da análise espacial mostram que os padrões de correspondência entre a matéria orgânica (M.O.) e os índices, na maior parte das análises, foram mais frequentes nas regiões internas dos estuários, como esperado. Estes ambientes de menor energia possibilitam acúmulo de maiores quantidades de matéria orgânica, argila e silte, fatores granulométricos que desempenham um papel primário na determinação da diversidade e abundância da macrofauna (LANA & GUISS, 1991; THRUSH *et al.*, 2003) influenciando diretamente a resposta dos índices benthicos (BLANCHET *et al.*, 2008).

Entretanto, este padrão visual de correspondência se apresentou muitas vezes coincidente, mas não estritamente correlacionado. O mapa da Baía de Trapandé no inverno (FIGURA 6) constitui um bom exemplo, pois concentrações equivalentes de M.O. em transectos diferentes não apresentam mesmo padrão de resposta dos índices. A análise de redundância desta campanha (FIGURA 14) revela que tanto M.O. quanto a concentração de finos não afetam significativamente o conjunto de respostas dos índices.

Outro exemplo mais extremo seria a Baía de Guaratuba no verão (FIGURA 11), nesta campanha a correspondência no mapa foi inversa e a análise de redundância (FIGURA 19) corrobora com este resultado, demonstrando novamente

que tanto M.O. quanto finos não são os grandes promotores da variabilidade espacial dos índices testados nesta escala espacial mais ampla.

Contudo, a variabilidade dos índices apresentada em todas as análises - espacial e de redundância - não foi homogênea, mas composta de uma diversidade de situações que variam de acordo com o índice e que se distinguem por seus diferentes enfoques, pelo esforço amostral e pelas diferentes circunstâncias envolvendo os ambientes amostrados.

O gradiente de salinidade presente em estuários representa uma das principais fontes de variabilidade dos índices. Segundo Zettler et al. (2007) a salinidade pode ter um impacto apenas sobre o índices com valores base na biodiversidade (por exemplo,  $H'$ ), e consequentemente, não sobre aqueles baseados em grupos ecológicos ou tróficos. A Baía de Guaratuba (FIGURA 10 e 11) é o único estuário que possui três categorias de salinidade na área amostrada (polihalino, mesohalino e oligohalino).

Nos transectos finais, paradoxalmente, apresenta os melhores valores de índice e concordância para diversidade de Shannon, AMBI e M-AMBI. Diferentemente de muitos estudos que descrevem a discordância entre diferentes tipos de índices e regiões de baixa salinidade (BORJA *et al.*, 2008). No caso do AMBI, os mesmos problemas em ambientes de baixa salinidade têm sido descritos (BORJA & MUXIKA, 2005). Mas o M-AMBI, no entanto, tem sido apontado como mais preciso nestes habitats (MUXIKA *et al.*, 2007).

No caso do índice de Shannon o motivo está ligado à riqueza de espécies e sua fraca consideração a aspectos ecológicos em sua fórmula, pois com o aumento da riqueza a diversidade tende a aumentar, não sendo isto necessariamente correlacionado com a boa qualidade da água (e.g. DAUVIN, 2005; QUINTINO *et al.*, 2006).

A precisão de M-AMBI neste setor em questão (FIGURA 10) também é questionável, por se tratar de um índice síntese foi influenciado positivamente por Shannon e a riqueza de espécies, independentemente do fato de AMBI também apresentar bons valores. Entretanto, o AMBI em ambientes com salinidades abaixo

de 10 apresenta baixa robustez na análise, além dos altos índices de não atribuição na campanha de inverno no último transecto (ANEXO 18.5).

Interessante observar que a riqueza, na maioria das análises de redundância, foi o parâmetro biótico que marcadamente melhor representou a influência mais ou menos contundente da hidrodinâmica, não apenas pela correlação direta ao vetor de “energia” hidrodinâmica, mas pelo posicionamento mais associado às características granulométricas que espelham o gradiente de energia ambiental, denotando a influência positiva ou negativa da hidrodinâmica na riqueza de espécies e consequentemente, seu efeito direto em Shannon e sinérgico em M-AMBI.

Neste sentido, o padrão de variabilidade encontrado nas análises da Baía de Guaratuba para inverno e verão (FIGURA 10 e 11), servem de modelo para sumarizar alguns processos de variabilidade causada pela hidrodinâmica, que ocorreram também nos demais estuários.

Segundo Zem (2005), as feições sedimentares da Baía de Guaratuba, indicam que a distribuição de energia funciona de maneira análoga à uma ampulheta invertida, onde o corpo central amplo, tem a função de amortizar os fluxos vindos das extremidades afuniladas, de alta energia hidrodinâmica, representadas pelas regiões da cabeceira e da boca da baía.

Este padrão ressalta a forma como a hidrodinâmica, dependendo da intensidade, promove ou empobrece a estruturação da comunidade bêntica (ESCAVARAGE *et al.*, 2004; GRAY & ELLIOT, 2009), as análises de redundância (FIGURA 19 e 20) apontam os melhores valores de riqueza em associação com os fatores indicativos de maior deposição sedimentar, na região de influência fluvial (transectos 9 a 5), evidenciando o padrão mais moderado da hidrodinâmica neste local.

Ainda, segundo Zem (2005) no corpo central amplo do estuário (região que vai do transecto 4 ao 5) é, provavelmente, onde ocorrem os principais processos de mistura estuarina, com o desenvolvimento potencial de uma zona de máxima turbidez. Este fato que ficou evidenciado nas análises espaciais de AMBI das duas campanhas (FIGURA 10 e 11) e foi marcadamente comprovado pela presença

maciça do microgastrópode *Heleobia australis* (G<sub>IV</sub>), uma reconhecida espécie oportunista que possui alta capacidade de dispersão em curtos intervalos de tempo, seja por migração ativa ou transporte passivo, caracterizando-se principalmente como excelente recolonizadora, ocupando rapidamente áreas perturbadas por eventos ambientais ou antrópicos. Estas características contribuem para que, *Heleobia australis*, seja considerada uma bioindicadora por presença de zonas de máxima turbidez, tal como sugerido por Lana *et al.* (1999) em um diagnóstico de impacto e monitoramento da macrofauna bêntica.

A área de influência marinha (transecto 1 ao 4) segundo Marone *et al.* (2005) é dominada por correntes de alta intensidade (mais de 2 m/s), tanto pelas de maré enchente quanto pelas de vazante, causadas pela assimetria na propagação da onda de maré ao entrar e sair do estuário, sendo que as correntes de vazante são ainda mais fortes devido à contribuição da drenagem continental e das correntes residuais. Desse modo, as fortes correntes neste setor favorecem a ocorrência de depósitos de sedimentos não coesivos bem selecionados, bem como de processos erosivos evidenciados pela grande profundidade dos canais, principalmente na margem sul, próximo à cidade de Guaratuba e na boca da baía.

Este padrão foi retratado com bastante fidelidade pelos mapas de M-AMBI (FIGURA 10 e 11) e ressaltam a utilidade (ou fragilidade) deste índice diante de perturbações hidrodinâmicas (MUXIKA *et al.*, 2005; MUXIKA *et al.*, 2007).

Uma outra fonte de variabilidade pode ser atribuída ao tipo de índice e seu enfoque. Costello *et al.* (2004) examinou a frequência do uso de índices de diversidade na literatura científica e descobriram que a medida mais amplamente utilizada e popular da diversidade é a riqueza de espécies (e. g. número de espécies, índice de Margalef), imediatamente seguido pelo índice de Shannon-Wiener e os índices de uniformidade. Embora sejam altamente aplicadas, alguns autores (WARWICK & CLARKE, 1998; WILKINSON, 1999; ROGERS *et al.*, 1999; GRAY, 2000) apontam que estas medidas podem ser altamente influenciadas por diferentes tamanhos de amostra, esforço amostral, tipos de habitat ou complexidade ambiental, não apresentando um comportamento monotônico em resposta à degradação do ambiente.

Pinto et al. (2009) estudaram o efeito do tamanho da malha na classificação gerada por vários índices, concluindo que amostras processadas com malhas mais grossas foram menos rigorosas na classificação do estado de qualidade ambiental. Neste estudo a aplicação da soma de organismos das réplicas por ponto evitou grande variabilidade entre resultados das réplicas e a alta porcentagem de pontos com mais de 20% de organismos sem atribuição específica de grupos ecológicos.

Muitas vezes, uma única espécie dentro de um grupo pode apresentar alta plasticidade comportamental, ocupando diferentes papéis ecológicos em ambientes diferentes ou modificando o seu papel de acordo com mudanças nas condições ambientais ou disponibilidade de recursos (JACOBS & PODOLSKY, 2010). Por isso, uma espécie sem classificação que receba ajuste para um nível taxonômico mais próximo (e.g. BORJA *et al.*, 2008) tem chances potenciais de ser enganosa, por exemplo, no banco de dados do AMBI, espécies diferentes de poliquetas do gênero *Boccardia* possuem intervalo de até quatro classificações dentro dos cinco grupos ecológicos.

Neste quesito, duas classificações de organismo, pré-definidas pelo AMBI, merecem destaque pela potencial variabilidade que podem causar em todos resultados obtidos neste estudo para estes quatro estuários. Os poliquetas da família Paraonidae – representados pelo gênero *Aricidea* sp. (G<sub>1</sub>) – e os poliquetas da família Magelonidae, que no banco de dados do AMBI tinham mais de 13 espécies do gênero *Magelona*, todas com a mesma classificação (G<sub>1</sub>). Estas duas famílias foram classificadas como espécie sensível, tendo presença marcante nos setores médios e internos de todos os estuários, inclusive com boa frequência nos transectos tidos como críticos. Tanto Paraonidae quanto Magelonidae necessitam de revisão das suas classificações ecológicas na comunidade bêntica. Para o índice BENTIX (SIMBOURA & ZENETOS, 2002; SIMBOURA, 2003), *Magelona papillicornis* faz parte do grupo tolerante (equivalentes aos grupos IV e V do AMBI). Esta espécie influenciou (positivamente) os resultados dos setores internos (transectos 7 a 9) de Babitonga no inverno e Guaratuba nas duas campanhas.

Muitos trabalhos apontam as famílias Paraonidae e Magelonidae como espécies consideradas oportunistas e resistentes a efeitos de dragagens (HARVEY



*et al.*, 1998; HILBIG & BLAKE, 2000), como também, sua resistência à contaminação por esgotos em sedimentos contaminados por emissários submarinos no Mar Mediterrâneo (DEL-PILAR-RUSO *et al.*, 2009).

Em especial, trabalhos realizados no complexo estuarino de Paranaguá, encontraram altas densidades de *Magelona papillicornis* em pradarias de *Halodule wrightii*, na Ilha do Mel, em associação com teores mais elevados de matéria orgânica e seston (SORDO, 2008). O trabalho de Rocha (2006) avaliou o uso de suficiência taxonômica, ao longo de um gradiente de poluição, no sublitoral da Baía de Paranaguá e mostrou que as espécies *Edwardsia fusca* (G<sub>1</sub>), *Magelona papillicornis* (G<sub>1</sub>) e *Owenia* sp.(G<sub>1</sub>) apresentaram grande contribuição e importância na composição da comunidade macrobêntica. Juntas foram às espécies mais abundantes principalmente nos pontos definidos como poluídos. Por fim, neste mesmo local, Hadlich (2010) utilizou abordagem hierárquica para analisar a variabilidade espacial de associações de poliquetas ao longo deste gradiente de contaminação e comprovou que as espécies *Magelona papillicornis* e *Aricidea taylori* podem ser utilizadas como espécies indicadoras de condições moderadas de contaminação em estudos de monitoramento ambiental, particularmente em situações de perturbações antrópicas, como a poluição orgânica por esgotos.

A atribuição das espécies dominantes de relevantes grupos ecológicos é um passo crítico e também gerador de discrepâncias anteriormente relatadas em outros estudos (SALAS *et al.*, 2004; MARIN-GUIRAO *et al.*, 2005; ALBAYRAK *et al.*, 2006; LABRUNE *et al.*, 2006; BIGOT *et al.*, 2008).

Apesar de tantas ressalvas, limitações e baixa robustez dos índices em ambientes estuarinos, algumas situações chamaram maior atenção pela circunstância e padrão apresentados.

Na análise espacial da Baía das Laranjeira na campanha de inverno (FIGURA 9), os padrões apresentados pelos mapas corroboram com as análises uni e multivariadas, realizadas por Pieper (2007) sobre a distribuição da macrofauna bêntica, que evidenciaram diferenças significativas entre às margens leste (maior hidrodinâmica e aporte marinho) e oeste (menor hidrodinâmica e aporte continental)

e tendência de uniformização nos transectos finais. Ressaltando a utilidade da abordagem espacial, juntamente com os índices, na visualização de gradientes ambientais (DALE & BEYELER, 2001).

Na campanha de verão (FIGURA 10), o maior regime pluviométrico intensificou a formação de zonas de máxima turbidez que ocorrem próximo ao canal de ligação com a Baía de Pinheiros (NOERNBERG, 2001), conhecida como Furo do Tibicanga, e que foram detectadas por AMBI nesta região. Foi registrada (ponto 30) altas densidades do filo Phoronida (G<sub>I</sub>), que comumente se associa à regiões com grande disponibilidade de material particulado. A presença de *Heleobia australis* foi inexpressiva, denotando o alto grau de complexidade hidrodinâmica atuante neste sistema. Importante ressaltar que a presença de Phoronida nada contribui na variabilidade do índice, neste caso específico a causa provável foram os altos valores de concentração de carbono orgânico total (ANEXO 19.A), nesta região influenciada pela zona de máxima turbidez.

O carbono orgânico total tende a se correlacionar com fatores que causam estresse ecológico como, por exemplo: baixos níveis de oxigênio e altos níveis de sulfeto e amônia dissolvidos, contaminação química do sedimento (GRAY *et al.*, 2002; HARGRAVE *et al.*, 2008), por tal razão o carbono orgânico total pode servir como um indicador de rastreio de sintoma, nível ou estresse ecológico (HYLAND *et al.*, 2005; MAGNI *et al.*, 2009).

Este mesmo tipo de situação foi apontada por AMBI na análise espacial da Baía da Babitonga em ambas campanhas ((FIGURA 13 e 14) e (ANEXO 20)). Na campanha de inverno, no transecto 4, foi mais representativa a alta abundância de *Capitella* sp. (G<sub>V</sub>). Na campanha de verão os transectos 3 e 4 apresentaram menos abundância de *Capitella* sp. e maior diversidade, porém com representantes como: *Laonice* sp. (G<sub>III</sub>), *Spiophanes kroeyeri* (G<sub>III</sub>), *Neanthes* sp. (G<sub>III</sub>), *Tharyx* sp. (G<sub>IV</sub>) e *Prionospio* sp. (G<sub>IV</sub>). As espécies “sensíveis” (G<sub>I</sub>) *Aricidea* sp., *Magelona* sp. e *Edwardsia fusca* também marcaram presença.

## Conclusão

A abordagem espacial foi muito útil na visualização de gradientes e se mostrou uma importante ferramenta de realce na investigação de padrões, que muitas vezes ficam mascarados pelo grande número de dados ou baixa amplitude nos valores dos índices e concentrações das variáveis abióticas.

A análise de redundância forneceu importante contributo ao determinar o nível de relacionamento das variáveis bióticas com abióticas e a disposição dos pontos amostrais, permitindo a visualização de diferentes gradientes sobrepostos.

A aplicação dos índices foi realizada em carácter experimental, não devendo portanto, servir de referencial quanto aos níveis de classificação ambiental encontrados neste estudo, pois serviram apenas como proxy de perturbação ambiental para detecção de alterações na estrutura da macrofauna bêntica.

O padrão de variabilidade dos índices, nesta escala mais ampla, demonstrou que M-AMBI é mais sensível aos efeitos promovidos pela hidrodinâmica, enquanto que AMBI, foi mais particularmente afetado por zonas de máxima turbidez e altas concentrações de carbono orgânico total.

Ficou comprovado que qualquer tentativa de inferência sobre a qualidade ambiental destes estuários, a partir dos índices, será frustrada sem conhecimento prévio da variabilidade natural destes ambientes em várias escalas (TATARANNI & LARDICCI, 2009; CHAPMAN *et al.*, 2010) e sem o conhecimento específico de cada espécie e suas preferências nestes ambientes (DIAZ *et al.*, 2004). Para finalizar, falta ainda encontrar uma clara distinção entre as respostas dos índices em ambientes poluídos, ou em degradação, frente às respostas dos índices em ambientes prístinos ou “naturais” (VAN HOEY *et al.*, 2010; KRÖNCKE & REISS, 2010).

## 5 REFERÊNCIAS

ALBAYRAK, S.; BALKIS, H.; ZENETOS, A.; KURUM, A.; KUBANC, C. (2006). Ecological quality status of coastal benthic ecosystems in the Sea of Marmara. **Marine Pollution Bulletin**, 52: 790–799.

ANDRIGUETTO FILHO, J. M.; MARCHIORO, N. P. X.; MORAES, M. E. S.; MOTTA, M. N. J.; POLINARI, M.; LANGE JR, F. L. (1996). **As interações entre sociedade e natureza nos meios rural e marítimo do litoral do Paraná: diagnóstico e modelos de interação**. Curitiba: NIMAD-UFPR, (Relatório de Pesquisa).

ANGULO, J. R. (1992). **Geologia da planície costeira do Estado do Paraná**. 334 p. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BARBOSA, A.; MAZZER, A. M. (2003). Mudanças geomorfológicas ocorridas na desembocadura no sul do canal do Linguado no período de 1938-1989. **Revista da Univille**, 9(1): 117-124.

BECKER, R. A.; WILKS, A. R. ; BROWNRIGG, R.; MINKA T. P. (2007). Original S code by Richard R. Becker & Allan R. Wilks. R version by Ray Brownrigg. Enhancements by Thomas P. Minka 2007. <http://CRAN.R-project.org/package=maps>

BÉRGAMO, A. L. (2000). **Características da hidrografia, circulação e transporte de sal: Barra de Cananéia, sul do Mar de Cananéia e Baía do Trapandé**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física), Instituto Oceanográfico – Universidade de São Paulo. São Paulo. 254 p.

BIGOT, L.; GREMARE, A.; AMOUROUX, J.M.; FROUIN, P.; MAIRE, O.; GAERTNER, J.C. (2008). Assessment of the ecological quality status of soft bottoms in Reunion Island (tropical Southwest Indian Ocean) using AZTI marine biotic indices. **Marine Pollution Bulletin**, 56: 704–722.

BLANCHET, H.; DE MONTAUDOUIN, X.; LUCAS, A.; CHARDY, P. (2004). Heterogeneity of macrozoobenthic assemblages within a *Zostera noltii* seagrass bed: diversity, abundance, biomass and structuring factors. **Est. Coastal Shelf Sci**, 61: 111–123.

BLANCHET, H.; LAVESQUE, N.; RUELLET, T.; DAUVIN, J.C.; SAURIAU, P.G.; DESROY, N.; DESCLAUX, C.; LECONTE, M.; BACHELET, G.; JANSON, A. - L.; BESSINETON, C.; DUHAMEL, S.; JOURDE, J.; MAYOT, S.; SIMON, S.; MONTAUDOUIN, X. (2008). Use of biotic indices in semi - enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats|Implications for the implementation of the European Water Framework Directive. **Ecological Indicators**, v. 8: 360 - 372.

BLANKENSTEYN, A.; MOURA, R. S. (2002). Lista preliminar das espécies da macrofauna de fundos inconsolidados da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 19, n. 3, p. 715-721.

BONNE, W.; REKECKI, A.; VINCX, M. (2003). **Chapter IV: Impact assessment of sand extraction on subtidal sandbanks using macrobenthos. In: Benthic copepod communities in relation to natural and anthropogenic influences in the North Sea.** PhD thesis of W. Bonne, Ghent University, Biology Department, Marine Biology Section, Belgium, pp. 207–226.

BORJA, A.; FRANCO, J.; PEREZ, V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European Estuarine and Coastal Environments. **Marine Pollution Bulletin**, 40: 1100–1114.

BORJA, A.; MUXIKA, I.; FRANCO, J. (2003a). The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. **Marine Pollution Bulletin**, 46: 835–845.

BORJA, A.; FRANCO, J.; MUXIKA, I. (2003b). Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall. **ICES CM 2003/Session J-02**, Tallinn (Estonia), 24–28 September.

BORJA, A.; MUXICA, I. (2005). Guidelines for the use of ambi (azti's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality. **Marine Pollution Bulletin**, 50: 787–789.

BORJA, A.; JOSEFSON, A.B.; MILES, A.; MUXIKA, I.; OLSGARD, F.; PHILLIPS, G.; RODRÍGUEZ, J.G.; RYGG, B. (2007). An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, 55: 42–52.

BORJA, A.; DAUER, D.M.; DIAZ, R.; LLANSO, R.J.; MUXIKA, I.; RODRIGUEZ, J.G.; SCHAFFNER, L. (2008). Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: a comparison of three indices. **Ecological Indicators**, 8: 395–403.

BORJA, A.; RODRÍGUEZ, J.G.; BLACK, K.; BODOY, A.; EMBLOW, A.; FERNANDES, T.F.; FORTE, J.; KARAKASSIS, I.; MUXIKA, I.; NICKELL, T.D.; PAPAGEORGIOU, N.; PRANOVI, F.; SEVASTOU, K.; TOMASSETTI, P.; ANGEL, D. (2009). Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located across Europe. **Aquaculture**, 29: 231–240.

BRANDINI, N. (2000). **Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes do complexo estuarino da Baía de Paranaguá (Paraná - Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 85 p.

CALLIER, M.D.; MCKINDSEY, C.W.; DESROSIERS, G. (2008). Evaluation of indicators used to detect mussel farm influence on the benthos: two case studies in the Magdalen Islands, Eastern Canada. **Aquaculture**, 278: 77–88.

CASSELLI, C.; PONTI, M.; ABBIATI, M. (2003). Valutazione della qualità ambientale della laguna costiera Piasa Baiona attraverso lo studio dei suoi popolamenti bentonici. **XIII Congresso Società Italiana di Ecologia**, Como, Villa Olmo, 8–10 Settembre.

CARMONA, G. M.; JURGENSEN, A.; MORAES, J. S.; CORREA, L. A. G. (1985). **Relatório sobre a concentração dos poluentes do ecossistema aquático na Bacia da Babitonga - Canal do Linguado**. FATMA, Florianópolis.

CAEIRO, S.; COSTA, M.H.; GOOVAERTS, P.; MARTINS, F. (2005). Benthic biotope index for classifying habitats in the Sado estuary: Portugal. **Mar. Environ. Res.**, 60: 570–593.

CHAPMAN, M. G.; TOLHURST, T. J.; MURPHY, R. J.; UNDERWOOD, A. J. (2010). Complex and inconsistent patterns of variation in benthos, micro-algae and sediment over multiple spatial scales. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v. 398: 33 – 47.

CHRISTENSEN, O.F.; RIBEIRO JR, P.J. (2005). **geoRglm**: a package for generalised linear spatial models. R package version. <http://www.R-project.org>.

COSTELLO, M.J.; POHLE, G.; MARTIN, A. (2004). Evaluating biodiversity in marine environmental assessments. **Research and Development Monograph Series 2001**, Canadian Environmental Assessment Agency, Ottawa.

CROMEY, C.J.; NICKELL, T.D.; BLACK, K.D. (2002). DEPOMOD - modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. **Aquaculture**, 214: 211–239.

CLARKE, K.R.; WARWICK R.M. (1994). **Chance in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Bournemouth, Bourne Press, 128p.

COIMBRA, J. C.; CARREÑO, A. L.; GERAQUE, E. A.; EICHLER, B. B. (2007). Ostracodes (Crustacea) from Cananéia-Iguape estuarine/lagoon system and geographical distribution of the mixohaline assemblages in southern and southeastern Brazil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, 97(3):273-279.

CUNHA-LIGNON, M. (2001). **Dinâmica do manguezal no Sistema de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo – Brasil**. Dissertação (Mestrado Em Oceanografia Biológica), Instituto Oceanográfico – Universidade de São Paulo. São Paulo. 57 p.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, 1: 3-10.

DALLAS, H. F. (2004). Spatial variability in macroinvertebrate assemblages: comparing regional and multivariate approaches for classifying reference sites in South Africa. **African Journal of Aquatic Science**, Vol. 29, Number 2, August 2004, pp. 161-171(11).

DAUER, D. M.; RANASINGHE J. A.; WEISBERG S. B. (2000). Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. **Estuaries**, 23:80-96.

DAUER, D. M., R. J. LLANSÓ, AND M. F. LANE. (2008). Depth-related patterns in benthic community condition along an estuarine gradient in Chesapeake Bay, USA. **Ecological Indicators**, 8:417-424.

DAUVIN, J.C. (2005). Expertise in coastal zone environmental impact assessments. **Marine Pollution Bulletin**. 50: 107–110.

DAUVIN, J.C. (2007). Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. **Marine Pollution Bulletin**, 55: 271–281.

DEL-PILAR-RUSO, Y.; DE-LA-OSSA-CARRETERO, J. A.; LOYA-FERNÁNDEZ A.; FERRERO-VICENTE L. M.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F.; SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. (2009). Assessment of soft-bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and brine discharges. **Mar. Pollut. Bull**, v. 58: 765–786.

DELGADO, A. T. J. (1997). **Distribuição espacial (vertical e horizontal) do macrozoobentos na região estuarina da Cananéia (SP), e sua relação com algumas variáveis físicas e químicas**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

DIAZ, R.J.; SOLAN, M.; VALENTE, R.M. (2004). A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. **J. Environ. Manage.** 73, 165–181.

DISARÓ, S.T. (1995). **Associações de Foraminíferos da Baía das Laranjeiras complexo estuarino Baía de Paranaguá**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Setor de Ciências Biológicas. Universidade Federal do Paraná. Estado do Paraná, Brasil.

ELLIOTT, M. (1994). The analysis of macrobenthic community data. **Marine Pollution Bulletin**, 28: 62-64.

ENGLE, V.D.; SUMMERS, J.K.; GASTON, G.R. (1994). A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries. **Estuaries** 17, 372–384.

ESCAVARAGE, V.; YSEBAERT, T.; HERMAN, P. (2004). Description of the maximal and good ecological potentials (MEP/GEP) for the benthic macrofauna for the European Water Framework Directive (WFD), the Westerschelde. NIOO-CEME Report 2004-04. KNAW-NIOO, **Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke**. ISSN Number 1381-6519, 96 pp.

FATMA, FUNDAÇÃO DE AMPARO AO MEIO AMBIENTE: SC. (2003). **Atlas Ambiental da Região de Joinville: Complexo Hídrico da Baía da Babitonga**. Florianópolis: FATMA/GTZ, v.1. 168 p.



FIELD, J.G.; CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. (1982). A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. **Mar.Ecol.Prog.Ser.**, 8:37-52.

FORNI, G.; OCCHIPINTI AMBROGI, A. (2003). Applicazione del coefficient biotico (Borja et al., 2000) alla comunità macrobentonica del Nord Adriatico. **Meeting of the Italian Society of Marine Biology**, Tunisia.

FORTIN, M.J.; M.R.T. DALE. (2005). Spatial Analysis. A Guide for Ecologists. **Cambridge University Press**, Cambridge.

GLÉMAREC, M.; HILY, C. (1981). Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. **Acta Oecologica Oecologia Applicata**, 2: 139–150.

GLÉMAREC, M. (1986). Ecological impact of an oil spill: utilisation of biological indicators. IAWPRCNERC Conference, July 1985. **IAWPRC Journal** 18: 203-211.

GRASSHOFF, K; EHRHARDT, M; KREMLING, K. (1983). **Methods of seawater analysis**. Second edition. Verlag Chemie, Weinheim; 419p.

GRAY, J.S. (2000). The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 250: 23–49.

GRAY, J.S.; WU, R.S.; OR, Y.Y. (2002). Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal environment. **Marine Ecology Progress Series**, 238: 249–279.

GRAY, J.S.; ELLIOT, M. (2009). **Ecology of marine sediments: from science to management**. 2<sup>nd</sup> Ed. Oxford University Press.

HADLICH, H. L. (2010). **Variabilidade Espacial de Associações de Poliquetas ao Longo de um Gradiente de Contaminação por Esgotos no Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá**. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) – Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Pontal do Paraná, PR.  
HALE, S.S.; HELTSHE, J.F. (2008). Signals from the benthos: Development and evaluation of a benthic index for the nearshore Gulf of Maine. **Ecological Indicators**, 8: 338 - 350.

HAPONIUK, R. R. (2008). **VARIAÇÃO ESPACIAL DA MACROFAUNA BENTÔNICA E SUAS RELAÇÕES COM VARIÁVEIS AMBIENTAIS DO**

**SEDIMENTO NO SUBLITORAL DA BAÍA DE BABITONGA (SANTA CATARINA - BRASIL).** Monografia (Graduação em Oceanografia). Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná, PR.

HARGRAVE, B.T.; PHILLIPS, G.A.; DOUCETTE, L.I.; WHITE, M.J.; MILLIGAN, T.G.; WILDISH, D.J.; CRANSTON, R.E. (1997). Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. **Water Air Soil Pollut**, 99: 641–650.

HARVEY, M.; GAUTHIER, D.; MUNRO, J. (1998). Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse à Beaufils, Baie des Charleux, eastern Canada. **Mar. Poll. Bull.**, 36(1): 41-55.

HILBIG, B.; BLAKE, J.; (2000). Long-term analysis of polychaete-dominated benthic infaunal communities in Massachusetts Bay, U.S.A. **Bull. Mar. Sci.**, 67(1): 147-164.

HILY, C. (1984). **Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest.** Thèse de Doctorat d'Etat, Univ. Bretagne Occidentale. Vol. 1: 359 pp., Vol. 2: 337 pp.

HOSTIN, M. L. (2003). **Influência de cultivos de ostras (Crassostrea Sacco, 1897) nas comunidades macrobentônicas de um canal de maré da Baía de Guaratuba, Paraná.** Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis. (1998). **Proteção e Controle de Ecossistemas Brasileiros: Manguezal da Baía da Babitonga.** Brasília. 146 p.

IBGE. (2007). **Censo demográfico 2007: Resultados do Universo.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 9/08/2008. **Censo Demográfico 2006: produção agrícola por município.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 9/08/2008.

IPARDES. (1989). **Zoneamento do litoral paranaense.** Curitiba. Convênio: IPARDES e SEPL.

JHINGRAN, V.G; AHMAD, S.H.; SINGH, A.K. (1989). Application of Shannon-wiener index as a measure of pollution of river Ganga at Patna, Bihar, India. **Current science**: 58(13): 717-720.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. **Ber. Dt. Bot. Ges**, 26: 505–19.

KREBS, C.J. (1999). **Ecological Methodology**, 2 nd edition. Addison-Wesley. New York.

KRÖNCKE, I.; REISS, H. (2010). Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. **Marine Pollution Bulletin**, 60: 58-68.

LABRUNE, C.; AMOUROUX, J.M.; SARDA, R.; DUTRIEUX, E.; THORIN, S.; ROSENBERG, R.; GRÉMARE A. (2006). Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices, **Marine Pollution Bulletin**, 52: 34-47.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. (2004). Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR. **Boletim Paranaense de Geociências** (55): 77-82.

LANA, P. C.; BROGIM, R.A.; LORENZI, L. (1999). Monitoramento das atividades de dragagem (1989/1999) ao longo do canal de acesso ao Terminais Portuários da Ponta do Félix (Antonina –PR). Programa de monitoramento ambiental. Convênio Terminais Portuários da Ponta do Félix/Universidade Federal do Paraná/Centro de Estudos do Mar/Fundação da Universidade Federal do Paraná, 1999. **Relatório Técnico**. 41p.

LANA, P.C.; GUISS, C. (1991). Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrobenthic associations in a tidal flat of Paranaguá bay (southeastern Brazil). **Marine Ecology Progress Series**, 73: 231-244.

LANA, P.C.; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C. (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: **Ecological Studies, Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 144, p. 131-145.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. (1998). **Numerical Ecology**. Elsevier, Amsterdam, p. 579 – 594.

LEWIN-KOH, N. J.; BIVAND, R. (2006). Contributions By EDZER J.; PEBESMA, HAUSMANN, P., RUBIO, V. G.; JAGGER, T. **Maptools**: tools for reading and handling shapefiles. <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>.

LIANG, T.H.; ARA, K.; MIRANDA, L. B.; BÉRGAMO, A. L.; BERNARDES, M. (2003). On the variability of the chaetognath *Sagitta friderici* Ritter-Záhony at Cananéia Lagoon Estuarine system, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, (510): 91-102.

LIMA, R.E.; NEGRELLE, R.R.B.; ANDRIGUETTO FILHO, J.M.; BITTENCOURT, A.V.L.; LANA, P.C.; CANALI, N.E. & ANGULO, R.J. (1998). **Caracterização do NIMAD e do litoral paranaense**. Editora UFPR, 1998, v. 1, p. 3-12.

LOPES, R. M.; DO VALE, R.; BRANDINI, F. B. (1998). Composição, abundância e distribuição espacial do zooplâncton no complexo estuarino de Paranaguá durante o inverno de 50 1993 e o verão de 1994. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 46(2), p. 195-211.

LORENZI, L.; BACHTOLD, A.; MANKE, E.P.; GOETSCH, G.P.; BOING, S. (2006). A macrofauna bentônica de substrato inconsolidado do Canal do Linguado in: **Diagnóstico Ambiental da Baía da Babitonga**. Cremer, M.J. (org.); Morales, P.R.D. (org.); Oliveira, M.N. de (org.). Editora: Univille. Joinville, SC. p. 135-157.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. (1987). **Ecological studies in the bay of Paranaguá. Some physical and chemical characteristics**. Nerítica, Curitiba, 2, p. 1-36.

KOLKWITZ R, MARSSON M. (1908). **Ökologie der pflanzlichen Saprobien**. Ber. Dt. Bot.Ges. 26:505-19

MACLEOD, C.K.; CRAWFORD, C.; MILTSCHANIWSKYJ, N.A.; (2004). Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment defining recovery. **Mar. Pollut. Bull**, 49: 79–88.

MAGNI, P.; TAGLIAPIETRA, D.; LARDICCI, C.; BALTHIS, L.; CASTELLI, A.; COMO, S.; FRANGIPANE, G.; GIORDANI, G.; HYLAND, J. MALTAGLIATI, F.; PESSA, G.; RISSMONDO, A.; TATARANNI, M.; TOMASSETTI, P.; VIAROLI, P. (2009). Animal-sediment relationships: Evaluating the ‘Pearson–Rosenberg paradigm’ in Mediterranean coastal lagoons. **Marine Pollution Bulletin**, 58: 478-486.

MANTOVANELLI, A. (1999). **Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem**. Curitiba. 149 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

MARIN-GUIRAO, L.; CESAR, A.; MARIN, A.; LLORET, J.; VITA, R. (2005). Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the water framework directive. **Marine Pollution Bulletin**, 50: 374–387.

MARONE, E.; NOERNBERG, M.; LAUTERT, L.; SANTOS, I. dos.; ANDREOLI, O.; BUBA, H. & FILL, H. (2005). Hidrodinâmica de la bahía de Guaratuba - PR, Brasil. In: Congreso De Ciencias Del Mar De Chile, XXV, e Congreso Latino Americano De Ciencias Del Mar, XI, Viña Del Mar, Chile. **Anais** 2005. p.165.

MAZZOLA, A.; MIRTO, S.; LA ROSA, T.; FABIANO, M.; DANOVARO, R. (2000). Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. **ICES J. Mar. Sci**, 57:1454–1461.

MCKENZIE, D.H.; HYATT, D.E.; MCDONALD, V.J. (1992). Evaluation of bioindicators of contaminant exposure and effects in coastal ecosystems. **Ecological Indicators**, Vols. 1, 2. London/ New York: Elsevier Applied Science especial n. 02.

MELO, A. S. (2008). O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, 8(3): 021-027.

MELO, G. A. S.; VELOSO, V. G.; OLIVEIRA, M. C. (1989). A fauna de Brachyura (Crustácea-Decapoda) do litoral do Estado do Paraná: lista preliminar. **Nerítica**, Pontal do Sul, v. 4, p. 1-31.

METCALFE, J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, 60: 101-139.

MMA. Ministerio do Meio Ambiente. (2007). **Reserva da Fauna Baía de Babitonga**.

MONTEIRO, L.C.; ABSHER, T.M.; OLIVEIRA, V.M. (2007). Macrofauna bêntica sob um cultivo de ostras (*Crassostrea* sp.) em um canal de marés da Baía de Guaratuba – Paraná – Brasil. **Anais do XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar – COLACMAR**. Florianópolis. CD-ROM.

MORRETES, F. L. (1949). Arquivos do Museu Paranaense. **Ensaio de Catálogo dos Moluscos do Brasil**. Curitiba, v. 7, p. 5-216.

MUNIZ, P.; VENTURINI, N.; PIRES-VANIN, A.M.S.; TOMMASI, L.R.; BORJA, A. (2005). Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region, **Marine Pollution Bulletin**, 50: 624–637.

MUXIKA, I.; BORJA A.; BALD J. (2007). Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive, **Marine Pollution Bulletin**, 55: 16–29.

MUXIKA, I.; BORJA, A.; FRANCO, J. (2003). The use of a biotic index (AMBI) to identify spatial and temporal impact gradients on benthic communities in an estuarine area. ICES CM2003/Session J-01, Tallinn (Estonia), 24–28 September 2003.

MUXIKA, I.; BORJA, A.; BONNE, W. (2005). The suitability of the marine index (AMBI) to new impact sources along European coasts. **Ecological Indicators**, 5: 19-31.

NATIONAL OCEANOGRAPHIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). (2003). **Atlas of the shallow-water benthic habitats of the Northwestern Hawaiian Islands** (draft). Silver Spring, MD, 159 p.

NEGRELLO FILHO, O.A. (2001). **Ocorrência e distribuição de Moluscos bênticos no sublitoral da Baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil**. 46 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

NIPPER, M. (2000). Current approaches and future directions for contaminant-related impact assessments in coastal environments: Brazilian perspective. **Aquat. Ecosystem Health Manage.** 3: 433–447.

NISHIMA, F. N.; WEBER, R. R.; BÍCEGO, M. C. (2001). Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons in Sediments of Santos and Cananéia, SP, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, vol 42 (11): 1064-1072.

NOERNBERG, M.A. (2001). **Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá – Paraná – Brasil: um estudo a partir de dados in situ e LANDSAT-TM**. 127 f. Tese de doutorado, Pós-Graduação em Geologia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

NOERNBERG, M. A.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. de C., BRANDINI, N., ANGELOTTI, R. (2004). Caracterização da estratificação salina na Baía de Guaratuba-PR. In: Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2004, Itajaí, Santa Catarina. **Livro de resumos**. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí. 224.

OKA-FIORI, C.; CANALI, N. E. (1998). Mapeamento geomorfológico. In: **MEIO ambiente e desenvolvimento no litoral do Paraná: diagnóstico**. Curitiba: UFPR. p. 51-56.

OLIVEIRA, F. A.; MAZZER, A. M.; GONÇALVES, M. L.; SANTANA, N. A. (2006). Elaboração de produtos cartográficos básicos para estudo geomorfológico no Complexo Hídrico da Baía da Babitonga, SC. **X Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Rio de Janeiro. Resumo expandido.

PAGLIOSA, P. R. (2006). Distribuição da macrofauna bêntica do entremarés ao sublitoral em uma praia protegida da Baía da Babitonga, Sul do Brasil. **Biotemas**, 19(1): 25-33.

PALACIO, F. J. (1982). **Revisión Zoogeográfica Marina Del Sur Del Brasil**. Bolm. Inst. Oceanog., S. Paulo, 31:69-92.

PEARSON, T.; ROSENBERG, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229–311. Pianka, E.R., 1970. On r- and K-selection. **Am. Nat.** 104 (940), 592– 597.

PIEPER, W. W. (2007). **Distribuição Espacial da Macrofauna Bêntica na Região Sublitoral da Baía das Laranjeiras, Complexo Estuarino de Paranaguá, PR**. (Monografia). Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná.

PINTO, R.; PATRÍCIO, J.; BAETA, B.; FATH, B.; NETO, J.; MARQUES, J.C. (2009). Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. **Ecological indicators**, 9: 1-25

PUENTE, A.; JUANES, J.A.; GARCÍA, A.; ÁLVAREZ, C.; REVILLA, J.A.; CARRANZA, I. (2008). Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries, **Ecological Indicators**, 8: 373-388.

QUINTINO, V.; ELLIOTT, M.; RODRIGUES, A.M. (2006). The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: case studies at differing spatial scales. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.** 330: 368–382.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M.J. (2002). Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge Univ. Press. 537 pp.

RIBEIRO JÚNIOR, P. J.; DIGGLE, P.J. (2001). **GeoR**: a package for geostatistical analysis. RNEWS, v.1, n.2, p.15-18.

ROCHA, D. C. (2006). **O Uso da Suficiência Taxonômica para Avaliar Efeitos de um Gradiente de Poluição Sobre o Macrobentos Sublitoral na Baía de Paranaguá (Paraná-Brasil)**. (Monografia). Universidade Federal do Paraná. Pontal do Sul, PR.

ROGERS, S.I.; CLARKE, K.R.; REYNOLDS, J.D. (1999). The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the North-east Atlantic. **Journal of Animal Ecology**, 68: 769–782.

ROSENBERG, R.; BLOMQVIST, M.; NILSSON, H.C.; CEDERWALL, H.; DIMMING, A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, 49: 728–739.

SCHETTINI, C.A.F.; CARVALHO, J.L.B. (1999). Caracterização hidrodinâmica do estuário do Rio Cubatão, Joinville. **Notas Tec. Facimar**, 3: 87–97.

SALAS, F.; NETO, J.M.; BORJA, A.; MARQUES, J.C. (2004). Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). **Ecological Indicators**, 4: 215–225.

SILVA, L. S. (2008). **Variação Espacial Da Macrofauna Bêntica No Sub-Litoral Da Baía De Guaratuba, Paraná**. Monografia (Graduação em Oceanografia). Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná, PR.



SIMBOURA, N.; ZENETOS, A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic index. **Mediterranean Marine Science**, 3/2: 77-111.

SIMBOURA, N. (2003). Benthic index vs. Biotic Index in monitoring: an answer to Borja et al. (2003). **Marine Pollution Bulletin**, n. 48.

SIMBOURA, N.; PANAYOTIDIS, P.; PAPATHANASSIOU, E. (2005). A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: The case of Saronikos Gulf. **Ecological Indicators**, 5 (3): 253-266.

SIMBOURA, N.; ARGYROU, M. (2006). Implementation of the Water Framework Directive in Cyprus: application of the BENTIX index in Lemessos Bay. Proceed. 8th Hellen. Symp. **Oceanogr. Fisheries Thessaloniki**, p 77.

SIMBOURA N., PAPATHANASSIOU E., SAKELLARIOU D. (2007). The use of a biotic index (BENTIX) in assessing long-term effects of dumping coarse metalliferous waste on soft bottom benthic communities. **Ecological Indicators**, 7 (1): 164-180.

SIMBOURA, N.; REIZOPOULOU, S. (2007). A comparative approach of assessing ecological status in two coastal areas of Eastern Mediterranean. **Ecological Indicators**, 7: 455-468.

SIMBOURA, N.; REIZOPOULOU, S. (2008). An intercalibration of classification metrics of benthic macroinvertebrates in coastal and transitional ecosystems of the Eastern Mediterranean ecoregion (Greece). **Marine Pollution Bulletin**, 56: 116 p.

SOARES, C.R. (1990). **Natureza dos sedimentos da superfície de fundo das Baías de Laranjeiras e Guaraqueçaba – Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (Estado do Paraná, Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Geociências), Universidade Estadual Paulista. Rio Claro. 137 p.

SOARES, C. R.; BARCELOS, J. H. (1995). Considerações sobre os sedimentos de fundo das baías de Laranjeiras e de Guaraqueçaba, Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, n. 43, p. 41- 60.

SOARES, C.R.; ANGULO, R.J.; LESSA, G.C. (1997). Roteiro da Excursão ao Litoral do Estado do Paraná: Morfodinâmica de Ambientes Atuais, Evolução da Planície

durante o Quaternário e Problemas de Erosão Costeira. Curitiba: **VI Congresso da Associação Brasileira do Quaternário e Reunião sobre o Quaternário da América do Sul**, pp. 127, (Publicação especial n. 02).

SORDO, L. (2008). **Alterações na estrutura e funcionamento de um banco de *Halodule wrightii* (cymodoceaceae) durante um florescimento massivo de epífitas na Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil)**. Dissertação (Mestrado em Sistemas Oceânicos e Costeiros). Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra. 73 p.

SOUZA, F. M. (2009). **Distribuição Espacial da Macrofauna Bêntica do Sublitoral da Baía de Trapandé, Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia-Iguape – SP**. Monografia (Graduação em Oceanografia). Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná, PR.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. (1972). A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res.** Board of Canada, Ottawa, 125: 1-205p.

STEVENS, T.; CONNOLLY, R.M. (2004). Testing the utility of abiotic surrogates for marine habitat mapping at scales relevant to management. **Biol. Conservation**, 119: 351–362.

TATARANNI, M.; LARDICCI, C. (2009). Performance of some biotic indices in the real variable world: a case study at different spatial scales in North-Western Mediterranean Sea. **Environ. Pollut**, 158(1): 26-34.

TESSLER, M. G. (1982). **Sedimentação atual na região Lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo**. 170f., 2 Vols. Dissertação (Mestrado). Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo.

TESSLER, M. G.; MAHIQUES, M. (1993). Utilization of coastal geomorphic features as indicators of longshore transport: Examples of the southern coastal region of the state of São Paulo, Brazil. **Journal of Coastal Research**, 9(3): 823-830.

THRUSH, S. F.; HEWITT, J. E.; NORKKO, A.; NICHOLLS, P. E.; FUNNELL, G. A.; ELLIS, J. I. (2003). Habitat change in estuaries: Predicting broad-scale responses of intertidal macrofauna to sediment mud content. **Marine Ecology Progress Series**, 263: 101-112.

TOMMASI, L. R. (1970). Observações sobre a fauna bêntica do complexo estuarino – lagunar de Cananéia (SP). **Boletim do Instituto Oceanográfico**. v.19: 43-56.

TRANNUM H.C.; PETTERSEN A.; BRAKSTAD F. (2006). Field trial at Sleipner Vest Alfa Nord: Effects of drilling activities on benthic communities ERMS report no. 16. **Akvaplan-niva report** 411.3041. 49 pp.+appendix.

UNIVILLE, UNIVERSIDADE DA REGIÃO DE JOINVILLE. (2004). **Projeto canal do Linguado: Estudos da Biota Marinha e Química Ambiental da Baía da Babitonga**. Pró-Reitoria de Extensão e Assuntos Comunitários, 368p.

VAN DOLAH, R.F.; HYLAND, J.L.; HOLLAND, A.F.; ROSEN, J.S.; SNOOTS, T.R. (1999). A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. **Marine Environmental Research**. 48, 269–283.

VAN HOEY, G.; BORJA, A.; BIRCHENOUGH, S.; BUHL-MORTENSEN, L.; DEGRAER, S.; FLEISCHER, D.; KERCKHOF, F.; MAGNI, P.; MUXICA, I.; REISS, H.; SCHRÖDER, A.; ZETTLER, M. L. (2010). The use of benthic indicators in Europe: From the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, 60: 2187-2196.

VIEIRA, C. V.; HORN FILHO, N. O.; BONETTI, C. V. D. H. C.; BONETTI, J. (2008). Caracterização Morfosedimentar e Setorização do Complexo Estuarino da Baía da Babitonga/SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 62-63, p. 85-105. Editora UFPR 85.

VINCENT, C.; HEINRICH, H.; EDWARDS, A.; NYGAARD, K.; HAYTHORNTHWAIT, J. (2002). Guidance on typology, classification and reference conditions for transitional and coastal waters. **Commission Européenne**, CIS WG 2.4 (COAST), 119 p.

WEISBERG, S.B.; RANASINGHE, J.A.; DAUER, D.M.; SCHAFFNER, L.C.; DIAZ, R.J.; FRITHSEN, J.B. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. **Estuaries**, 20 (1): 149–158.

WEISBERG, D.S.; KEIL, F.C.; GOODSTEIN, J.; RAWSON, E.; GRAY, J. (2008). The seductive allure of neuroscience explanations. **Journal of Cognitive Neuroscience**, 20: 470- 477.

WARWICK, R.M.; CLARKE, K.R. (1998). Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, 35: 532–543.

WATER FRAMEWORK DIRECTIVE - WFD, (2000). **Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy**. Official Journal L 327 , 22/12/2000 P. 0001 – 0073.

WHITE, D.L.; PORTER, DE.E.; LEWITUS, A.J. (2004). Spatial and temporal analyses of water quality and phytoplankton biomass in an urbanized versus a relatively pristine salt marsh estuary. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 298: 255-273.

WILKINSON, D.M. (1999). The disturbing history of intermediate disturbance. **Oikos**, 84: 145–147.

ZEM, R. C. (2005). **Distribuição dos sedimentos de fundo da Baía de Guaratuba-Paraná**. Monografia (Graduação em Oceanografia), Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná.

ZETTLER, M.L.; SCHIEDEK, D.; BOBERTZ, B. (2007). Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 55: 258–270.

ZUUR, A.L.; LENO, E.N.; SMITH, G.M. (2007). Analysing ecological data. **Springer**, New York. 672 pp.

## 6 ANEXOS

### ANEXO 1 – Listagem total de espécies na Baía de Trapandé – Inverno.

1 <i>Aglaophamus juvenalis</i>	36 <i>Galatowenia oculata</i>	71 <i>Natica pursilla</i>	106 <i>Polydora Websteri</i>
2 <i>Amphipoda</i>	37 <i>Glycera americana</i>	72 <i>Neanthes bruaca</i>	107 <i>Prionospio streenstrupi</i>
3 <i>Anomalocardia brasiliiana</i>	38 <i>Glycera brevicirris</i>	73 <i>Neanthes succinea</i>	108 <i>Renilla reniformis</i>
4 <i>Aricidea albatrossae</i>	39 <i>Glycera dibranchiata</i>	74 <i>Nemertea</i>	109 <i>Scaphopoda</i>
5 <i>Aricidea catherinae</i>	40 <i>Glycinde multidentis</i>	75 <i>Nephtis fluviatilis</i>	110 <i>Scoletoma tetraura</i>
6 <i>Aricidea sp</i>	41 <i>Goniada littorea</i>	76 <i>Nereiphylla castanea</i>	111 <i>Scoloplos capensis</i>
7 <i>Armandia maculata</i>	42 <i>Goniada maculata</i>	77 <i>Nereis broa</i>	112 <i>Scoloplos ohlini</i>
8 <i>Austenia sp</i>	43 <i>Goniadides carolinae</i>	78 <i>Ninoe brasiliensis</i>	113 <i>Sigambra grubei</i>
9 <i>Axiotella brasiliensis</i>	44 <i>Gyptis spp</i>	79 <i>Nonatus</i>	114 <i>Sigambra sp</i>
10 <i>Branchiostoma caribeum</i>	45 <i>Heleobia australis</i>	80 <i>Notomastus</i>	115 <i>Sigambra sp1</i>
11 <i>Bulla striata</i>	46 <i>Hemipodia californiensis</i>	81 <i>Nucula semiornata</i>	116 <i>Sigambra sp2</i>
12 <i>Capitella sp</i>	47 <i>Hemipodia simplex</i>	82 <i>Nucula sp</i>	117 <i>Sigambra sp3</i>
13 <i>Capitomastus sp</i>	48 <i>Heteromastus sp</i>	83 <i>Octocoral</i>	118 <i>Sigambra sp4</i>
14 <i>Chione</i>	49 <i>Iospilus sp</i>	84 <i>Odontosyllis hetero-falchaeta</i>	119 <i>Sigambra sp5</i>
15 <i>Cirratulus sp</i>	50 <i>Isolda pulchella</i>	85 <i>Ogryrides alphaerostris</i>	120 <i>Sigambra tentaculata</i>
16 <i>Cirriformia sp</i>	51 <i>Kalliapseudes schubarti</i>	86 <i>Oligochaeta</i>	121 <i>Sipuncula sp1</i>
17 <i>Cistenides sp</i>	52 <i>Kimbergonuphis sp</i>	87 <i>Ophiuroide</i>	122 <i>Sipuncula sp2</i>
18 <i>Clymenella dalesi</i>	53 <i>Laonice branchiata</i>	88 <i>Orbinia sp</i>	123 <i>Sipuncula sp3</i>
19 <i>Cnidario sp1</i>	54 <i>Laonice cirrata</i>	89 <i>Ostracoda Sp1</i>	124 <i>Sipuncula sp4</i>
20 <i>Cnidario sp2</i>	55 <i>Leiocapitella sp</i>	90 <i>Ostracoda sp2</i>	125 <i>Sipuncula sp5</i>
21 <i>Cnidario sp3</i>	56 <i>Leitoscoloplos robustus</i>	91 <i>Ostracoda sp3</i>	126 <i>Spiochaetopterus sp</i>
22 <i>Codakia sp</i>	57 <i>Linopherus ambigua</i>	92 <i>Owenia sudenvalli</i>	127 <i>Spiophanes Bombyx</i>
23 <i>Corbula caribaea</i>	58 <i>Loandalia tricusps</i>	93 <i>Paraprionospio pinnata</i>	128 <i>Spiophanes kroeyeri</i>
24 <i>Cumacea</i>	59 <i>Lumbricalus januarii</i>	94 <i>Paraprionospio sp</i>	129 <i>Spiophanes missionensis</i>
25 <i>Dasybranchus sp</i>	60 <i>Lysidia sp</i>	95 <i>Pholoe minuta</i>	130 <i>stenelais limicola</i>
26 <i>Diastylis simpterygiae</i>	61 <i>Magelona papillicornis</i>	96 <i>Phoronis sp</i>	131 <i>Sternaspis scutata</i>
27 <i>Dorvillea articulata</i>	62 <i>Magelona posterelongata</i>	97 <i>Phoxocephalopidae</i>	132 <i>Sternaspis sp</i>
28 <i>Echiura</i>	63 <i>Magelona riojai</i>	98 <i>Phyllococe panamensis</i>	133 <i>Streblospio benedicti</i>
29 <i>Edwardsia fusca</i>	64 <i>Magelona variolamelata</i>	99 <i>Pionosyllis pectinata</i>	134 <i>Strigilla sp</i>
30 <i>Epitonium sp</i>	65 <i>Manayunkia brasiliensis</i>	100 <i>Piromis sp</i>	135 <i>Tagelus sp</i>
31 <i>Euclymene sp</i>	66 <i>Mediomastus sp</i>	101 <i>Planaria</i>	136 <i>Tellina versicolor</i>
32 <i>Eunoe papilosa</i>	67 <i>Monocorophium acherusicum</i>	102 <i>Platyischnopidae</i>	137 <i>Tharix sp</i>
33 <i>Eunoe serrata</i>	68 <i>Mooreonuphis lineata</i>	103 <i>Poecilochaetus johnsoni</i>	138 <i>Tiposyllis sp</i>
34 <i>Eurytium limosus</i>	69 <i>Mytilidae</i>	104 <i>Poecilochaetus trilobatus</i>	139 <i>Turboniella</i>
35 <i>Felaniella sp</i>	70 <i>Nainereis setosa</i>	105 <i>Polydora socialis</i>	140 <i>Uromuna peterseni</i>

## ANEXO 2 - Listagem total de espécies na Baía de Trapandé – Verão.

1 <i>Aglaophamus juvenalis</i>	36 <i>Galatowenia oculata</i>	71 <i>Ninoe brasiliensis</i>	106 <i>Sigambra sp5</i>
2 <i>Alpheus sp</i>	37 <i>Glycera americana</i>	72 <i>Nonatus</i>	107 <i>Sigambra tentaculata</i>
3 <i>Amphipoda</i>	38 <i>Glycera brevicirris</i>	73 <i>Nucula semiornata</i>	108 <i>Sipuncula sp1</i>
4 <i>Anomalocardia brasiliiana</i>	39 <i>Glycinde multidentis</i>	74 <i>Nucula sp</i>	109 <i>Sipuncula sp2</i>
5 <i>Aricidea albatrossae</i>	40 <i>Goniada littorea</i>	75 <i>Octocoral</i>	110 <i>Sipuncula sp3</i>
6 <i>Aricidea catherinae</i>	41 <i>Goniada maculata</i>	76 <i>Ogryrides alphaerostris</i>	111 <i>Sipuncula sp4</i>
7 <i>Aricidea sp</i>	42 <i>Gyptis spp</i>	77 <i>Oligochaeta</i>	112 <i>Sipuncula sp6</i>
8 <i>Armandia maculata</i>	43 <i>Harmothoe macginitiei</i>	78 <i>Ophiuroide</i>	113 <i>Sphenia feagilis</i>
9 <i>Austenixia sp</i>	44 <i>Heleobia australis</i>	79 <i>Orbinia sp</i>	114 <i>Spiochaetopterus sp</i>
10 <i>Biffarius sp</i>	45 <i>Hemipodia californiensis</i>	80 <i>Ostracoda Sp1</i>	115 <i>Spiophanes Bombyx</i>
11 <i>Bivalve disco</i>	46 <i>Hemipodia simplex</i>	81 <i>Ostracoda sp2</i>	116 <i>Spiophanes kroeyeri</i>
12 <i>Boonea sp</i>	47 <i>Heteromastus sp</i>	82 <i>Ostracoda sp3</i>	117 <i>Spiophanes missionensis</i>
13 <i>Bulla striata</i>	48 <i>Isolda pulchella</i>	83 <i>Ostracoda sp4</i>	118 <i>stenelais limicola</i>
14 <i>Callinectes danae</i>	49 <i>Kalliapseudes schubarti</i>	84 <i>Ostracoda sp5</i>	119 <i>Sternaspis scutata</i>
15 <i>Capitomastus sp</i>	50 <i>Laonereis culveri</i>	85 <i>Owenia sudenvalli</i>	120 <i>Streblospio benedicti</i>
16 <i>Carideo</i>	51 <i>Laonice branchiata</i>	86 <i>Paraprionospio pinnata</i>	121 <i>Strigilla sp</i>
17 <i>Chaetognata</i>	52 <i>Laonice cirrata</i>	87 <i>Paraprionospio sp</i>	122 <i>Tagelus sp</i>
18 <i>Cirriformia sp</i>	53 <i>Leiocapitella sp</i>	88 <i>Peisos petrunkevitchi</i>	123 <i>Tellina versicolor</i>
19 <i>Cistenides sp</i>	54 <i>Loandalia tricuspidis</i>	89 <i>Pholoe minuta</i>	124 <i>Tharix sp</i>
20 <i>Clymenella dalesi</i>	55 <i>Loimia sp</i>	90 <i>Phoronis sp</i>	125 <i>Upogebia brasiliensis</i>
21 <i>Cnidario sp1</i>	56 <i>Mactra janeiroensis</i>	91 <i>Platyischnopidae</i>	
22 <i>Cnidario sp2</i>	57 <i>Magelona papillicornis</i>	92 <i>Poecilochaetus australis</i>	
23 <i>Codakia sp</i>	58 <i>Magelona posterelongata</i>	93 <i>Poecilochaetus johnsoni</i>	
24 <i>Corophidae</i>	59 <i>Magelona riojai</i>	94 <i>Poecilochaetus trilobatus</i>	
25 <i>Craniella cranium</i>	60 <i>Magelona variolamelata</i>	95 <i>Polydora Websteri</i>	
26 <i>Dispio remanei</i>	61 <i>Mediomastus sp</i>	96 <i>Prionospio dayi</i>	
27 <i>Dorvillea articulata</i>	62 <i>Misidaceo</i>	97 <i>Renilla reniformis</i>	
28 <i>Epitonium sp</i>	63 <i>Mooreonuphis lineata</i>	98 <i>Scoletoma tetraura</i>	
29 <i>Eulimidae</i>	64 <i>Mytilidae</i>	99 <i>Scoloplos capensis</i>	
30 <i>Eunoe papilosa</i>	65 <i>Nainereis setosa</i>	100 <i>Sigambra grubei</i>	
31 <i>Eunoe serrata</i>	66 <i>Nassarius</i>	101 <i>Sigambra sp</i>	
32 <i>Euridice littoralis</i>	67 <i>Neanthes bruaca</i>	102 <i>Sigambra sp1</i>	
33 <i>Eurithoe sp</i>	68 <i>Neanthes succinea</i>	103 <i>Sigambra sp2</i>	
34 <i>Eurytium limosus</i>	69 <i>Nephtis fluviatilis</i>	104 <i>Sigambra sp3</i>	
35 <i>Felaniella sp</i>	70 <i>Nereididae</i>	105 <i>Sigambra sp4</i>	

## ANEXO 3 – Listagem total de espécies na Baía das Laranjeiras – Inverno.

1 <i>Abra aequalis</i>	46 <i>Heleobia australis</i>	91 <i>Paraprionospio pinnata</i>
2 <i>Acteocina bullata</i>	47 <i>Inermonephtys palpata</i>	92 <i>Paraprionospio sp</i>
3 <i>Acteocina candeii</i>	48 <i>Isolda pulchella</i>	93 <i>Pectinariidae</i>
4 <i>Actiniaria sp</i>	49 <i>Kalliapseudes schubarti</i>	94 <i>Perinereis anderssoni</i>
5 <i>Amphiodia atra</i>	50 <i>Kinbergonuphis nonatoi</i>	95 <i>Pholoe minuta</i>
6 <i>Amphiopholis squamata</i>	51 <i>Kinbergonuphis sp</i>	96 <i>Phylo sp</i>
7 <i>Amphipoda sp</i>	52 <i>Laonice branchiata</i>	97 <i>Pinnixa sp</i>
8 <i>Amphiura joubini</i>	53 <i>Loandalia tricusps</i>	98 <i>Planaria</i>
9 <i>Anachis lirata</i>	54 <i>Lumbrineris sp.</i>	99 <i>Platyschnopidae</i>
10 <i>Armandia hossfeldii</i>	55 <i>Lucina pectinata</i>	100 <i>Poecilochaetus johnsoni</i>
11 <i>Axiotella sp</i>	56 <i>Macoma brevifrons</i>	101 <i>Poecilochaetus trilobatus</i>
12 <i>Biffarius delicatus</i>	57 <i>Macoma constricta</i>	102 <i>Polydora socialis</i>
13 <i>Brachiura sp2</i>	58 <i>Magelona papillicornis</i>	103 <i>Polydora sp</i>
14 <i>Brachiura sp3</i>	59 <i>Magelona posterelongata</i>	104 <i>Polydora websteri</i>
15 <i>Brachiura sp4</i>	60 <i>Magelona riojai</i>	105 <i>Pragmatophoma sp</i>
16 <i>Branchiostoma caribeum</i>	61 <i>Magelona sp</i>	106 <i>Prionospio dayi</i>
17 <i>Bulla striata</i>	62 <i>Magelona variolamellata</i>	107 <i>Protoarcia sp</i>
18 <i>Capitella sp</i>	63 <i>Manayunkia sp</i>	108 <i>Scoloplos ohlini</i>
19 <i>Caridae sp1</i>	64 <i>Marphysa sanguinea</i>	109 <i>Sigambra sp</i>
20 <i>Chaetopteros sp</i>	65 <i>Marphysa sp</i>	110 <i>Sipuncula</i>
21 <i>Cistenides sp</i>	66 <i>Mesochaetopterus sp</i>	111 <i>Sphenia antillensis</i>
22 <i>Clymenella dalesi</i>	67 <i>Microspio pigmentata</i>	112 <i>Spiophanes bombyx</i>
23 <i>Clymenella sp</i>	68 <i>Mochaetopterus sp</i>	113 <i>Spiophanes kroeyeri</i>
24 <i>Corbula caribaea</i>	69 <i>Monocorophium acherusicum</i>	114 <i>Sternaspis sp</i>
25 <i>Craniella cranium</i>	70 <i>Mooreonuphis lineata</i>	115 <i>Sthenelais limicola</i>
26 <i>Crassinella sp2</i>	71 <i>Mytella guyanensis</i>	116 <i>Tagelus divisus</i>
27 <i>Crassinella sp</i>	72 <i>Naineris setosa</i>	117 <i>Tagelus plebeius</i>
28 <i>Crassinella sp1</i>	73 <i>Naineris sp</i>	118 <i>Tellina alternata</i>
29 <i>Crustacea</i>	74 <i>Neanthes bruaca</i>	119 <i>Tellina lineata</i>
30 <i>Cumacea</i>	75 <i>Nematonereis sp</i>	120 <i>Tellina punicea</i>
31 <i>Dipolydora sp</i>	76 <i>Nemertea</i>	121 <i>Tellina sandix</i>
32 <i>Dispia sp</i>	77 <i>Ninoe sp</i>	122 <i>Tellina versicolor</i>
33 <i>Dorvillea sp</i>	78 <i>Nucula puelcha</i>	123 <i>Terebellidae</i>
34 <i>Echinoidea</i>	79 <i>Nucula semiornata</i>	124 <i>Tharix spp</i>
35 <i>Edwardsia fusca</i>	80 <i>Nucula sp</i>	125 <i>Turbellaria</i>
36 <i>Eteone sp</i>	81 <i>Ogyrides sp</i>	126 <i>Turbonilla interrupta</i>
37 <i>Eunoe serrata</i>	82 <i>Oligochaeta</i>	127 <i>Typosyllis hyalina</i>
38 <i>Eurydice sp</i>	83 <i>Onuphis eremita oculata</i>	
39 <i>Fimbriosthenelais marianae</i>	84 <i>Ophelina sp</i>	
40 <i>Glycera americana</i>	85 <i>Ophionereis reticulata</i>	
41 <i>Glycinde multidentis</i>	86 <i>Ophiuroidea</i>	
42 <i>Goniada littorea</i>	87 <i>Ostracoda</i>	
43 <i>Gymnonereis crosslandi</i>	88 <i>Owenia sp1</i>	
44 <i>Gyptis sp</i>	89 <i>Owenia sundeavalli</i>	
45 <i>Hemipodia californiensis</i>	90 <i>Panopea abbreviata</i>	



## ANEXO 4 – Listagem total de espécies na Baía das Laranjeiras – Verão.

1 <i>Acteocina bullata</i>	47 <i>Heleobia australis</i>	93 <i>Peneidae</i>
2 <i>Actiniaria sp</i>	48 <i>Hemipodia californiensis</i>	94 <i>peneidae</i> pós larva
3 <i>Amphiopholis squamata</i>	49 <i>Isolda pulchaella</i>	95 <i>Perinereis anderssoni</i>
4 <i>Amphipoda sp</i>	50 <i>Kalliapseudes schubarti</i>	96 <i>Phoronis sp</i>
5 <i>Ancistrosyllis</i>	51 <i>Kinbergonuphis nonatoi</i>	97 <i>Phyllochaetopterus sp</i>
6 <i>Armandia hossfeldi</i>	52 <i>Laonice branchiata</i>	98 <i>Pinnixa sp</i>
7 <i>Abra aequalis</i>	53 <i>Loandalia tricuspis</i>	99 <i>Pionasyllis</i>
8 <i>Asteroidea</i>	54 <i>Lucina pectinata</i>	100 <i>Pionosyllis pectinata</i>
9 <i>Biffarius delicatus</i>	55 <i>Lumbrineris sp.</i>	101 <i>PLATYHELMINTHES</i>
10 <i>Bivalvia</i>	56 <i>Macoma brevifrons</i>	102 <i>Platyschnopidae</i>
11 <i>Bowmaniella</i>	57 <i>Magelona papillicornis</i>	103 <i>Poecilochaetus australiensis</i>
12 <i>Bowmaniella brasiliensis</i>	58 <i>Magelona posterelongata</i>	104 <i>Poecilochaetus johnsoni</i>
13 <i>Brachiura sp1</i>	59 <i>Magelona sp</i>	105 <i>Poecilochaetus trilobatus</i>
14 <i>Brachiura sp2</i>	60 <i>Magelona sp2</i>	106 <i>Polydora socialis</i>
15 <i>Brachiura sp3</i>	61 <i>Magelona variolamellata</i>	107 <i>Polydora websteri</i>
16 <i>Brachiura sp4</i>	62 <i>Marphysa sanguinea</i>	108 <i>Prionospio dayi</i>
17 <i>Branchiomma patriota</i>	63 <i>Marphysa sp</i>	109 <i>Prionospio steenstrupi</i>
18 <i>Branchiostoma caribeum</i>	64 <i>Megalopa</i>	110 <i>Scoloplos ohlini</i>
19 <i>Bulla striata</i>	65 <i>Microspio pigmentata</i>	111 <i>Semele proficua</i>
20 <i>Capitella sp</i>	66 <i>Modiolus americanus</i>	112 <i>Sergestidae sp1</i>
21 <i>Caprella scaura</i>	67 <i>Monocorophium acherusicum</i>	113 <i>Sigambra sp</i>
22 <i>Caridae sp1</i>	68 <i>Mooreonuphis cf lineata</i>	114 <i>Sipuncula</i>
23 <i>Caridae sp2</i>	69 <i>Mooreonuphis lineata</i>	115 <i>Sphenia antillensis</i>
24 <i>Chaetopteros sp</i>	70 <i>Mytella guyanensis</i>	116 <i>Spio sp</i>
25 <i>Cistenides sp</i>	71 <i>Naineris setosa</i>	117 <i>Spionidae sp1</i>
26 <i>Clymenella dalesi</i>	72 <i>Natica cayennensis</i>	118 <i>Spiophanes bombyx</i>
27 <i>Corbula caribaea</i>	73 <i>Neanthes bruaca</i>	119 <i>Spiophanes kroeyeri</i>
28 <i>Corbula iyonii</i>	74 <i>Neanthes succinea</i>	120 <i>Sternaspis sp</i>
29 <i>Craniella cranium</i>	75 <i>NEMERTINA</i>	121 <i>Stomatopoda</i>
30 <i>Crassinella sp1</i>	76 <i>Ninoe sp</i>	122 <i>Subadyte pellucida</i>
31 <i>Cumacea</i>	77 <i>Nitilica pusila</i>	123 <i>Tagelus divisus</i>
32 <i>Cyclinella tenuis</i>	78 <i>Notomastus sp</i>	124 <i>Tagelus plebeius</i>
33 <i>Donax gemmula</i>	79 <i>Nucula puelcha</i>	125 <i>Tagelus sp1</i>
34 <i>Dorvillea sp</i>	80 <i>Nucula sp</i>	126 <i>Tanaidacea</i>
35 <i>Dosinia concentrica</i>	81 <i>Odontosyllis sp</i>	127 <i>Tellina lineata</i>
36 <i>Edwardsia fusca</i>	82 <i>Ogyrides sp</i>	128 <i>Tellina sandix</i>
37 <i>Eumida sp</i>	83 <i>Oligochaeta</i>	129 <i>Tellina sp1</i>
38 <i>Eunoe serrata</i>	84 <i>Onuphidae</i>	130 <i>Tellina sp2</i>
39 <i>Felaniella vilardeboana</i>	85 <i>Ophionereis reticulata</i>	131 <i>Tellina versicolor</i>
40 <i>Fimbriosthenelais marianae</i>	86 <i>Ophiuroidea</i>	132 <i>Tellinidae</i>
41 <i>Glycera americana</i>	87 <i>Opisthosyllis</i>	133 <i>Thalassinidae</i>
42 <i>Glycinde multidentis</i>	88 <i>Ostracoda</i>	134 <i>Trypanosyllis sp</i>
43 <i>Goniada littorea</i>	89 <i>Owenia sundevalli</i>	135 <i>Typosyllis hyalina</i>
44 <i>Goniadides carolinae</i>	90 <i>Paguridae</i>	136 <i>Typosyllis variegata</i>
45 <i>Grapsidae</i>	91 <i>Panopea abbreviata</i>	
46 <i>Gyptis sp</i>	92 <i>Paraprionospio pinnata</i>	



## ANEXO 5 – Listagem total de espécies na Baía de Guaratuba – Inverno.

1 <i>Abra brasiliiana</i>	42 <i>Glycinde multidens</i>	83 <i>Ophiophragmus lutkeni</i>
2 <i>Abra liorca</i>	43 <i>Goniada littorea</i>	84 <i>Orbina sp</i>
3 <i>Amphipholis squamata</i>	44 <i>Gyptis sp</i>	85 <i>Ostracoda</i>
4 <i>Amphiuridae</i>	45 <i>Heliobia australis</i>	86 <i>Owenia sp</i>
5 <i>Anachis lyrata</i>	46 <i>Hemipodia californiensis</i>	87 <i>Paraprionospio multibranchiata</i>
6 <i>Ancinus gaucho</i>	47 <i>Hemipodia pustatula</i>	88 <i>Paraprionospio pinnata</i>
7 <i>Anomalocardia brasiliiana</i>	48 <i>Heteromastus sp</i>	89 <i>Phoronis sp</i>
8 <i>Aplysia</i>	49 <i>Hidrozoa</i>	90 <i>Phyllodoce mucosa</i>
9 <i>Aricidea albatrossea</i>	50 <i>Hypsicomus sp</i>	91 <i>Pitar rostratus</i>
10 <i>Aricidea catherinae</i>	51 <i>Isocheles sawayai</i>	92 <i>Pitar sp</i>
11 <i>Aricidea fragilis</i>	52 <i>Isopoda</i>	93 <i>Platyschnopidae</i>
12 <i>Aricidea taylori</i>	53 <i>Kallipseudes shubartii</i>	94 <i>Poecilochaetus sp</i>
13 <i>Armandia hossfeldii</i>	54 <i>Kinbergonuphis difficilis</i>	95 <i>Polydora cornuta</i>
14 <i>Ascidia</i>	55 <i>Loandalia tricuspsis</i>	96 <i>Polydora socialis</i>
15 <i>Barantolla sp</i>	56 <i>Lumbricalus januarii</i>	97 <i>Polydora websteri</i>
16 <i>Bivalves juvenis</i>	57 <i>Lunarca ovalis</i>	98 <i>Polygordius sp</i>
17 <i>Branchiostoma caribeum</i>	58 <i>Macoma sp</i>	99 <i>Prionospio sp</i>
18 <i>Bulla striata</i>	59 <i>Mactra janeiroensis</i>	100 <i>Renilla</i>
19 <i>Capitella sp</i>	60 <i>Mactra sp</i>	101 <i>Scoletoma tetraura</i>
20 <i>Capitomastus sp</i>	61 <i>Magelona papillicornis</i>	102 <i>Scoloplos ohlini</i>
21 <i>Caprella scaura</i>	62 <i>Magelona posterolongata</i>	103 <i>Sigambra grubei</i>
22 <i>Chaetopteridae</i>	63 <i>Magelona riojai</i>	104 <i>Sigambra sp5</i>
23 <i>Chione latilirata</i>	64 <i>Magelona variolamellata</i>	105 <i>Sigambra tentaculata</i>
24 <i>Chione sp</i>	65 <i>Mediomastus sp</i>	106 <i>Sipuncula</i>
25 <i>Chione subrostrata</i>	66 <i>Monocorophium ascherisicum</i>	107 <i>Spiophanes bombyx</i>
26 <i>Clymenela dalesi</i>	67 <i>Mooreonuphis lineata</i>	108 <i>Spiophanes kroyeri</i>
27 <i>Clymenela sp</i>	68 <i>Mytella guyanensis</i>	109 <i>Spiophanes missionensis</i>
28 <i>Codaki costrata</i>	69 <i>Mytella sp</i>	110 <i>Sthenelais limicola</i>
29 <i>Copepode</i>	70 <i>Neanthes bruaca</i>	111 <i>Sthenelais sp</i>
30 <i>Corbula sp</i>	71 <i>Neanthes succinea</i>	112 <i>Streblospio sp</i>
31 <i>Ctena orbiculata</i>	72 <i>Nemertea</i>	113 <i>Strigilla mirabilis</i>
32 <i>Cyclostremiscus pentagonus</i>	73 <i>Nephtys fluviatilis</i>	114 <i>Strigilla pisiformis</i>
33 <i>Decapoda</i>	74 <i>Nereis broa</i>	115 <i>Tagellus divisus</i>
34 <i>Diopatra cuprea</i>	75 <i>Ninoe sp</i>	116 <i>Tagelus plebeius</i>
35 <i>Dorvillea sp</i>	76 <i>Noculana sp</i>	117 <i>Taryx sp.</i>
36 <i>Edwardsia fusca</i>	77 <i>Notomastus hemipodus</i>	118 <i>Tellina ihering</i>
37 <i>Epitonium candreadum</i>	78 <i>Notomastus sp</i>	119 <i>Tellina sandix</i>
38 <i>Eteone sp</i>	79 <i>Odostomia sp</i>	120 <i>Tellina sp</i>
39 <i>Eurydice littoralis</i>	80 <i>Ogyrides sp</i>	121 <i>Terebra taurina</i>
40 <i>Excirolana armata</i>	81 <i>Oligoqueta</i>	122 <i>Thalassinidea</i>
41 <i>Galathowenia oculata</i>	82 <i>Ophelina gaucha</i>	123 <i>Transenpita americana</i>

## ANEXO 6 – Listagem total de espécies na Baía de Guaratuba – Verão.

1 <i>Alpheus</i> sp	39 <i>Hidrozoa</i>	77 <i>Scoloplos ohlini</i>
2 <i>Anadara brasiliiana</i>	40 <i>Hirundinea</i> sp	78 <i>Sigambra grubei</i>
3 <i>Ancinus gaucho</i>	41 <i>Isolda pulchella</i>	79 <i>Sigambra tentaculata</i>
4 <i>Anomalocardia</i>	42 <i>Kalliapseudes schubarti</i>	80 <i>Sipuncula</i>
5 <i>Aplysia</i>	43 <i>Laonereis culveri</i>	81 <i>Sternaspidae</i>
6 <i>Aricidea acmira</i> sp	44 <i>Levinsenia gracilis</i>	82 <i>Stramonita haemastoma</i>
7 <i>Aricidea albatrossea</i>	45 <i>Ligia</i> sp	83 <i>Streblospio</i> sp
8 <i>Aricidea catherinae</i>	46 <i>Loandalia tricuspis</i>	84 <i>Strigilla pisiformis</i>
9 <i>Aricidea taylori</i>	47 <i>Magelona papillicornis</i>	85 <i>Tagellus divisus</i>
10 <i>Armandia hosfeldi</i>	48 <i>Magelona posterelongata</i>	86 <i>Tagelus plebeius</i>
11 <i>Biffarius delicatulus</i>	49 <i>Magelona riojai</i>	87 <i>Taryx</i> sp.
12 <i>Bivalves juvenis</i>	50 <i>Magelona variolamellata</i>	88 <i>Tellina ihering</i>
13 <i>Bowmaniella brasiliensis</i>	51 <i>Mediomastus</i> sp	89 <i>Tellina lineata</i>
14 <i>Branchiostoma caribeum</i>	52 <i>Monocorophium ascherisicum</i>	90 <i>Tellina sandix</i>
15 <i>Bulla striata</i>	53 <i>Mytela guyanensis</i>	91 <i>Tellina</i> sp
16 <i>Capitella</i> sp	54 <i>Neanthes bruaca</i>	92 <i>Tellina versicolor</i>
17 <i>Capitomastus</i> sp	55 <i>Neanthes succinea</i>	93 <i>Thalassinidea</i>
18 <i>Caprella scaura</i>	56 <i>Nemertea</i>	94 <i>Turbonilla interrupta</i>
19 <i>Chione cancellata</i>	57 <i>Nephtys fluviatilis</i>	
20 <i>Chione paphia</i>	58 <i>Ninoe</i> sp	
21 <i>Chione pubera</i>	59 <i>Noculana</i> sp	
22 <i>Chione subrostrata</i>	60 <i>Notomastus hemipodus</i>	
23 <i>Chrysallida gemmulosa</i>	61 <i>Odostomia</i> sp	
24 <i>Cnidario</i> sp1	62 <i>Ogyrides</i> sp	
25 <i>Copepode</i>	63 <i>Oligoqueta</i>	
26 <i>Corbula</i> sp	64 <i>Ophiodromus</i> sp	
27 <i>Cumacea</i>	65 <i>Ostracoda</i>	
28 <i>Cyclostremiscus pentagonus</i>	66 <i>Paraprionospio dayi</i>	
29 <i>Decapoda</i>	67 <i>Paraprionospio multibranchiata</i>	
30 <i>Diopatra tridentata</i>	68 <i>paraprionospio pinnata</i>	
31 <i>Epitonium angulatum</i>	69 <i>Parrella macropteryx</i>	
32 <i>Eteone</i> sp	70 <i>Pennatulacea</i>	
33 <i>Galathowenia oculata</i>	71 <i>Phoronis</i> sp	
34 <i>Glycinde multidentis</i>	72 <i>Phylo felix</i>	
35 <i>Heleobia australis</i>	73 <i>Platyschnopidae</i>	
36 <i>Hemipholis elongata</i>	74 <i>Polydora socialis</i>	
37 <i>Hemipodia californiensis</i>	75 <i>Priapulida</i>	
38 <i>Heteromastus</i> sp	76 <i>Scolecopsis</i> sp	

## ANEXO 7 – Listagem total de espécies na Baía da Babitonga – Inverno.

1 <i>Abra aequalis</i>	46 <i>Chione</i> sp.	91 <i>Kinbergonuphis fauchaldi</i>	136 <i>Phonozoa</i>
2 <i>Abra lioica</i>	47 <i>Chone</i> sp.	92 <i>Kinbergonuphis</i> sp.	137 <i>Phragmatopoma caudata</i>
3 <i>Acteocina cf cande</i>	48 <i>Cistenides</i> sp.	93 <i>Kupellonura</i> sp.	138 <i>Pinnixa cf rapax</i>
4 <i>Aglaophamus juvenalis</i>	49 <i>Clyminella dalesi</i>	94 <i>Laonice branchiata</i>	139 <i>Pionosyllis pectinata</i>
5 <i>Amphiodia atra</i>	50 <i>Clyminella</i> sp.	95 <i>Lioberus castanus</i>	140 <i>Platyschnocopidae</i>
6 <i>Amphipholis squamata</i>	51 <i>Colônia de Briozoa</i>	96 <i>Lucina</i> sp.	141 <i>Poecilochaetus johsoni</i>
7 <i>Amphipoda sp1</i>	52 <i>Colônia de Cnidaria</i>	97 <i>Lumbrineridae</i>	142 <i>Polidora socialis</i>
8 <i>Amphipoda sp10</i>	53 <i>Columbellidae sp1</i>	98 <i>Mactra fragilis</i>	143 <i>Priapulide</i>
9 <i>Amphipoda sp11</i>	54 <i>Corbula caribaea</i>	99 <i>Magelona papillicornis</i>	144 <i>Prionospio dayi</i>
10 <i>Amphipoda sp12</i>	55 <i>Corbula lyoni</i>	100 <i>Magelona posterolongata</i>	145 <i>Prionospio pigmentada</i>
11 <i>Amphipoda sp13</i>	56 <i>Craca</i>	101 <i>Magelona sp2</i>	146 <i>Prionospio</i> sp.
12 <i>Amphipoda sp15</i>	57 <i>Craniella cranium</i>	102 <i>Magelona variolamelata</i>	147 <i>Renilla</i> sp.
13 <i>Amphipoda sp17</i>	58 <i>Crapella</i> sp.	103 <i>Maphysa sanguinea</i>	148 <i>Scoloplos ohlini</i>
14 <i>Amphipoda sp18</i>	59 <i>Crassinella</i> sp.	104 <i>Microspio pigmentada</i>	149 <i>Semele proficua</i>
15 <i>Amphipoda sp2</i>	60 <i>Crinoidea</i>	105 <i>Monocorophium acherusicum</i>	150 <i>Sigambra grubei</i>
16 <i>Amphipoda sp3</i>	61 <i>Crustaceo sp2</i>	106 <i>Mooreonuphis lineata</i>	151 <i>Sipuncula</i>
17 <i>Amphipoda sp4</i>	62 <i>Ctena spp</i>	107 <i>Mytella</i> sp.	152 <i>Solen tehuelchus</i>
18 <i>Amphipoda sp5</i>	63 <i>Cumacea</i>	108 <i>Naineris setosa</i>	153 <i>Sphenia antillensis</i>
19 <i>Amphipoda sp6</i>	64 <i>Diopatra</i> sp.	109 <i>Nassarina</i> sp.	154 <i>Spiophanes bombyx</i>
20 <i>Amphipoda sp7</i>	65 <i>Dorvillea</i> sp.	110 <i>Natica pusilla</i>	155 <i>Spiophanes kroeyeri</i>
21 <i>Amphipoda sp8</i>	66 <i>Echinoidea sp1</i>	111 <i>Neanthes bruaca</i>	156 <i>Stomatopoda</i>
22 <i>Amphipoda sp9</i>	67 <i>Edwardsia fusca</i>	112 <i>Nematoneis</i> sp.	157 <i>Subadyte pellucida</i>
23 <i>Amphiura complanata</i>	68 <i>Epitonium angulatum</i>	113 <i>NEMERTINA</i>	158 <i>Syllidae</i>
24 <i>Anachis sparsa</i>	69 <i>Espanja</i>	114 <i>Nephtys fluviatilis</i>	159 <i>Tagelus</i> sp.
25 <i>Anadara sp1</i>	70 <i>Eumida</i> sp.	115 <i>Nephtys squamosa</i>	160 <i>Tallasinidae sp1</i>
26 <i>CNIDARIA</i>	71 <i>Eunoe serrata</i>	116 <i>Ninoe</i> sp.	161 <i>Tellina alternata</i>
27 <i>Anomura sp1</i>	72 <i>Eurycide litorales</i>	117 <i>Notostraca sp1</i>	162 <i>Tellina punicea</i>
28 <i>Arabella</i> sp.	73 <i>Fabia emiliai</i>	118 <i>Notostraca sp1</i>	163 <i>Tellina nitens</i>
29 <i>Aricidea albatrosssea</i>	74 <i>Felaniella cf candeana</i>	119 <i>Nucula</i> sp.	164 <i>Tellina versicolor</i>
30 <i>Aricidea fragilis</i>	75 <i>Fimbriosthenelais mariani</i>	120 <i>Odontosyllis hetero-falchaeta</i>	165 <i>Terebellides sepultura</i>
31 <i>Armandia hoesfeldi</i>	76 <i>Foraminifera</i>	121 <i>Ogyris</i> sp.	166 <i>Terebellides</i> sp.
32 <i>Ascidia</i>	77 <i>Glycera americana</i>	122 <i>Oligochaeta</i>	167 <i>Tharyx</i> sp.
33 <i>Bathyrca pectunculoides</i>	78 <i>Glycinder littorea</i>	123 <i>Onuphidae</i>	168 <i>Timarete</i> sp.
34 <i>Bivalve sp1</i>	79 <i>Glycinder multident</i>	124 <i>Onuphis eremita</i>	169 <i>Tripanosyllis</i> sp.
35 <i>Bivalve sp2</i>	80 <i>Goniada litora</i>	125 <i>Ophioneis reticulata</i>	170 <i>Turbonilla interrupta</i>
36 <i>Bivalve sp3</i>	81 <i>Goniadides cabra</i>	126 <i>Ophiuroide sp1</i>	171 <i>Typosyllis hyalina</i>
37 <i>Bowmanuella brasiliensis</i>	82 <i>Goniadides caroliniae</i>	127 <i>Ophiuroide sp2</i>	172 <i>Upogebia brasiliensis</i>
38 <i>Brachiura sp1</i>	83 <i>Gyptis</i> sp.	128 <i>Ostracoda</i>	
39 <i>Branchiommma</i> sp.	84 <i>Hemipholis elongata</i>	129 <i>Owenia</i> sp.	
40 <i>Branchiostoma caribaeum</i>	85 <i>Hemipodus californiensis</i>	130 <i>Paecilochaetus trilobatus</i>	
41 <i>Calyptraea</i> sp.	86 <i>Heterocrypta lapidea</i>	131 <i>Parandalia tricuspidis</i>	
42 <i>Capitella</i> sp.	87 <i>Heteromastus similis</i>	132 <i>Paraprionospio pinnata</i>	
43 <i>Caridea sp2</i>	88 <i>Isolda puchaella</i>	133 <i>Perinereis andersoni</i>	
44 <i>Ceratocephale crosslandi</i>	89 <i>Isopoda</i>	134 <i>Philo</i> sp.	
45 <i>Chaetozona</i> sp.	90 <i>Kalliapseudes schubarti</i>	135 <i>Phonida</i>	

## ANEXO 8 – Listagem total de espécies na Baía da Babitonga – Verão.

1 <i>Abra aequalis</i>	46 <i>Diopatra</i> sp.	91 <i>Microspio pigmentada</i>	136 <i>Prionospio</i> sp.
2 <i>Abra tioica</i>	47 <i>Diplodonta nucleiformis</i>	92 <i>Minuspio cirrifera</i>	137 <i>Scolecopsis</i> sp.
3 <i>Acteocina cf candei</i>	48 <i>Dispio remanei</i>	93 <i>Misidaceo</i>	138 <i>Scoloplos ohlini</i>
4 <i>Acteon pelecais</i>	49 <i>Donax gemmula</i>	94 <i>Monocorophium acherusicum</i>	139 <i>Semele proficua</i>
5 <i>Amphiodia atra</i>	50 <i>Dorvillea</i> sp.	95 <i>Mooreonuphis lineata</i>	140 <i>Sigambra grubei</i>
6 <i>Amphionereis articulata</i>	51 <i>Echinoidea</i> sp1	96 <i>Mytella</i> sp.	141 <i>Sigambra</i> sp.
7 <i>Amphipholis squamata</i>	52 <i>Edwardsia fusca</i>	97 <i>Naineris setosa</i>	142 <i>Sipuncula</i>
8 <i>Amphipoda</i> sp1	53 <i>Elachisina floridana</i>	98 <i>Natica pusilla</i>	143 <i>Sistenides</i> sp.
9 <i>Amphipoda</i> sp16	54 <i>Esponja</i>	99 <i>Neanthes bruaca</i>	144 <i>Spiochaetopteros</i>
10 <i>Amphipoda</i> sp4	55 <i>Eumida</i> sp.	100 <i>Nemertea</i>	145 <i>Spiophanes kroeyeri</i>
11 <i>Amphipoda</i> sp5	56 <i>Eunoe serrata</i>	101 <i>Nephtys squamosa</i>	146 <i>Sternaspis</i> sp.
12 <i>Anachis sparsa</i>	57 <i>Fabia emiliai</i>	102 <i>Nicoleia</i> sp.	147 <i>Sthenelais articulata</i>
13 <i>Ancistrosyllis</i> sp.	58 <i>Fimbriosthenelais mariani</i>	103 <i>Ninoe</i> sp.	148 <i>Sthenelais limicola</i>
14 <i>Anémone</i>	59 <i>Glycymeris</i> sp.	104 <i>Nucula</i> sp.	149 <i>Stomatopoda</i>
15 <i>Aricidea albatrossae</i>	60 <i>Glycera americana</i>	105 <i>Odontosyllis hetero-falchaeta</i>	150 <i>Strigilla piriformis</i>
16 <i>Armandia hoesfeldi</i>	61 <i>Glycinde multidentis</i>	106 <i>Ogyris</i> sp.	151 <i>Subadyte pellucida</i>
17 <i>Batharca pectunculoides</i>	62 <i>Goniada litorea</i>	107 <i>Onuphidae</i>	152 <i>Syllidae</i>
18 <i>Bowmanuella brasiliensis</i>	63 <i>Goniada maculata</i>	108 <i>Onuphis</i> sp.	153 <i>Tallasinidae</i> sp1
19 <i>Brachiura</i> sp1	64 <i>Goniadides caroliniae</i>	109 <i>Ophelina</i> sp.	154 <i>Tallasinidae</i> sp2
20 <i>Branchiommata</i> sp.	65 <i>Gyptis</i> sp.	110 <i>Ophellidae</i>	155 <i>Tallasinidae</i> sp3
21 <i>Branchiostoma caribaeum</i>	66 <i>Hemipholis elongata</i>	111 <i>Ophionereis reticulata</i>	156 <i>Tanaidacea</i> sp1
22 <i>Calyptrea</i> sp.	67 <i>Hemipodus californiensis</i>	112 <i>Ophiuroide</i> sp3	157 <i>Telinnia lineata</i>
23 <i>Capitella</i> sp.	68 <i>Hesionidae</i> sp1	113 <i>Orbinidae</i>	158 <i>Telinnia punicea</i>
24 <i>Caprilla</i> sp.	69 <i>Heterocrypta lapidea</i>	114 <i>Ostracoda</i>	159 <i>Tellina nitens</i>
25 <i>Cardiomya cleryara</i>	70 <i>Hippidae</i> sp1	115 <i>Owenia</i> sp.	160 <i>Tellina versicolor</i>
26 <i>Caridea</i> sp1	71 <i>Hippidae</i> sp2	116 <i>Paecilochaetus trilobatus</i>	161 <i>Terebellidae</i>
27 <i>Cassostrea mangle</i>	72 <i>Hippidae</i> sp.	117 <i>Parandalia tricuspidis</i>	162 <i>Terebellides</i> sp.
28 <i>Caulerella alata</i>	73 <i>Hydroedes</i> sp.	118 <i>Paraprionospio pinnata</i>	163 <i>Tharyx</i> sp.
29 <i>Ceratocephale crosslandi</i>	74 <i>Isolda puchaella</i>	119 <i>Pectinaria</i> sp.	164 <i>Timarete</i> sp.
30 <i>Chaetognata</i>	75 <i>Kalliapseudes schubarti</i>	120 <i>Pectinariidae</i>	165 <i>Tiposyllis pectinata</i>
31 <i>Chaetozona</i> sp.	76 <i>Kinbergonuphis fauchaldi</i>	121 <i>Peneideo (Pós-larva)</i>	166 <i>Turbonilla interrupta</i>
32 <i>Chione</i> sp.	77 <i>Kinbergonuphis orensanzii</i>	122 <i>Perinereis andersoni</i>	167 <i>Typosyllis hyalina</i>
33 <i>Chone</i> sp.	78 <i>Kupellonura</i> sp.	123 <i>Phalae minuta</i>	168 <i>Upogebia brasiliensis</i>
34 <i>Crepidaria brasiliensis</i>	79 <i>Laonice branchiata</i>	124 <i>Phoronis</i> sp.	169 <i>Xanthidae</i> sp1
35 <i>Cistenides</i> sp.	80 <i>Laonice</i> sp.	125 <i>Phyllodoceidae</i>	170 <i>Zoapa cf ostreum</i>
36 <i>Clyminella</i> sp.	81 <i>Litopenaeus schmitti</i>	126 <i>Pinnixa cf rapax</i>	
37 <i>Copepoda</i>	82 <i>Lumbrineridae</i>	127 <i>Pionosyllis pectinata</i>	
38 <i>Corbula caribaea</i>	83 <i>Mactra fragilis</i>	128 <i>Pista</i> sp.	
39 <i>Corbula lyoni</i>	84 <i>Magelona papillicornis</i>	129 <i>Platyschnocopidae</i>	
40 <i>Craniella cranium</i>	85 <i>Magelona posterolongata</i>	130 <i>Poecilochaetus johsoni</i>	
41 <i>Crassinella</i> sp.	86 <i>Magelona</i> sp2	131 <i>Polidora socialis</i>	
42 <i>Crustacea</i> sp1	87 <i>Magelona variolamelata</i>	132 <i>Polydora</i> sp.	
43 <i>Crustacea</i> sp2	88 <i>Maphysa sanguinea</i>	133 <i>Portunidae</i> sp1	
44 <i>Ctena spp</i>	89 <i>Megalopa</i>	134 <i>Priapulide</i>	
45 <i>Cumacea</i>	90 <i>Micronephthys</i> sp.	135 <i>Prionospio dayi</i>	

ANEXO 9 – Listagens de todas as espécies que necessitaram ser reenquadradas, ignoradas ou ficaram sem atribuição no processamento de dados do índice AMBI.

<i>Abra brasiliana</i>	changed by <i>Abra</i> sp. (III)
<i>Abra lioica</i>	changed by <i>Abra</i> sp. (III)
<i>Acteocina candei</i>	changed by <i>Acteocina</i> sp. (II)
<i>Acteocina cf candei</i>	changed by <i>Acteocina</i> sp. (II)
<i>Acteon pelecais</i>	changed by <i>Acteon</i> sp. (I)
<i>Actiniaria</i> sp	changed by ACTINIIDAE (II)
<i>Aglaophamus juvenalis</i>	changed by <i>Aglaophamus</i> sp. (II)
<i>Alpheus</i> sp	changed by <i>Alpheus</i> sp. (II)
<i>Amphiodia atra</i>	changed by <i>Amphiodia</i> sp. (I)
<i>Amphionereis articulata</i>	changed by OPHIUROIDEA (II)
<i>Amphiopholis squamata</i>	changed by <i>Amphiopholis squamata</i> (I)
<i>Amphipoda</i>	ignored
<i>Amphiura complanata</i>	changed by <i>Amphiura</i> sp. (II)
<i>Anachis lyrata</i>	changed by <i>Anachis avara</i> (I)
<i>Anachis sparsa</i>	changed by <i>Anachis avara</i> (I)
<i>Anadara brasiliana</i>	changed by <i>Anadara</i> sp. (not assigned)
<i>Anadara</i> sp1	changed by <i>Anadara</i> sp. (not assigned)
<i>Ancinus gauchio</i>	changed by <i>Ancinus granulatus</i> (I)
<i>Anêmona</i>	changed by CNIDARIA (I)
<i>Anomalocardia brasiliana</i>	ignored
<i>Anomura</i> sp1	changed by <i>Pagurus</i> sp. (II)
<i>Aplysia</i>	changed by <i>Aplysia</i> sp. (I)
<i>Aricidea acmira</i> sp	changed by <i>Aricidea albatrossae</i> (I)
<i>Aricidea albatrossae</i>	changed by <i>Aricidea albatrossae</i> (I)
<i>Aricidea</i> sp	changed by <i>Aricidea albatrossae</i> (I)
<i>Armandia hosfeldi</i>	changed by <i>Armandia</i> sp. (I)
<i>Ascidia</i>	changed by <i>Ascidia</i> sp. (III)
<i>Austenixia</i> sp	no assigned
<i>Axiotella brasiliensis</i>	changed by <i>Axiotella</i> sp. (I)
<i>Axiotella</i> sp	changed by <i>Axiotella</i> sp. (I)
<i>Barantolla</i> sp	changed by <i>Barantolla</i> sp. (not assigned)
<i>Biffarius delicatulus</i>	ignored
<i>Biffarius</i> sp	ignored
<i>Bivalves juvenis</i>	ignored
<i>Bivalvia</i>	ignored
<i>Boonea</i> sp	no assigned
<i>Bowmaniella brasiliensis</i>	ignored
<i>Brachiura</i> sp	ignored
<i>Branchiostoma caribaeum</i>	changed by <i>Branchiostoma caribaeum</i> (I)
<i>Callinectes danae</i>	no assigned
<i>Calyptrea</i> sp.	changed by CALYPTRAEIDAE (I)
<i>Capitella</i> sp	changed by <i>Capitella</i> sp. (V)
<i>Capitomastus</i> sp	changed by <i>Capitomastus</i> sp. (V)
<i>Caprilla</i> sp.	changed by <i>Caprella</i> sp. (II)
<i>Cardiomya cleryara</i>	changed by <i>Cardiomya costellata</i> (I)
<i>Caridae</i> sp	ignored
<i>Carideo</i>	ignored
<i>Cassostrea mangle</i>	changed by OSTREIDAE (I)
<i>Ceratocephale crosslandi</i>	changed by <i>Ceratocephale</i> sp. (II)
<i>Chaetognata</i>	ignored
<i>Chaetopteridae</i>	changed by <i>Chaetopterus</i> sp. (I)
<i>Chaetopteros</i> sp.	changed by <i>Chaetopterus</i> sp. (I)
<i>Chione</i>	changed by <i>Chione</i> sp. (II)
<i>Chione cancellata</i>	changed by <i>Chione</i> sp. (II)
<i>Chione latilirata</i>	changed by <i>Chione</i> sp. (II)
<i>Chione paphia</i>	changed by <i>Chione</i> sp. (II)
<i>Chione pubera</i>	changed by <i>Chione</i> sp. (II)
<i>Chione</i> sp	changed by <i>Chione</i> sp. (II)
<i>Chione subrostrata</i>	changed by <i>Chione</i> sp. (II)
<i>Chrysallida gemmulosa</i>	changed by <i>Chrysallida</i> sp. (II)
<i>Cirratulus</i> sp	changed by <i>Cirratulus</i> sp. (IV)
<i>Cirriformia</i> sp	changed by <i>Cirriformia</i> sp. (IV)

<i>Cispidaria braziliensis</i>	changed by <i>Cuspidaria</i> sp. (I)
<i>Cistenides</i> sp	no assigned
<i>Clymenella</i> sp	changed by <i>Clymenella</i> sp. (I)
<i>Clymenella dalesi</i>	changed by <i>Clymenella</i> sp. (I)
<i>Cnidario</i> sp	changed by CNIDARIA (I)
<i>Codaki costrata</i>	no assigned
<i>Codakia</i> sp	no assigned
<i>Colônia de Briozoa</i>	changed by BRYOZOA (II)
<i>Colônia de Cnidaria</i>	changed by CNIDARIA (I)
<i>Columbellidae</i> sp1	changed by <i>Columbella adansonii</i> (I)
<i>Copepode</i>	ignored
<i>Corbula lyoni</i>	changed by <i>Corbula</i> sp. (IV)
<i>Corbula</i> sp	changed by <i>Corbula</i> sp. (IV)
<i>Corophidae</i>	changed by <i>Corophium acherusicum</i> (III)
<i>Craca</i>	no assigned
<i>Craniella cranium</i>	no assigned
<i>Crapella</i> sp.	changed by <i>Caprella</i> sp. (II)
<i>Crassinella</i> sp.	no assigned
<i>Crinoidea</i>	no assigned
<i>Crustacea</i>	ignored
<i>Crustaceo</i> sp	ignored
<i>Ctena orbiculata</i>	changed by <i>Ctena decussata</i> (I)
<i>Ctena</i> sp	changed by <i>Ctena decussata</i> (I)
<i>Cumacea</i>	no assigned
<i>Cyclinella tenuis</i>	changed by VENERIDAE (I)
<i>Cyclostremiscus pentagonus</i>	no assigned
<i>Dasybranchus</i> sp	changed by <i>Dasybranchus</i> sp. (III)
<i>Decapoda</i>	ignored
<i>Diastylis simpterygiae</i>	changed by <i>Diastylis</i> sp. (I)
<i>Diopatra tridentata</i>	changed by <i>Diopatra tridentata</i> (II)
<i>Diplodonta nucleiformis</i>	changed by <i>Diplodonta</i> sp. (II)
<i>Dispio remanei</i>	changed by <i>Dispio</i> sp. (III)
<i>Donax gemmula</i>	changed by <i>Donax</i> sp. (I)
<i>Dorvillea articulata</i>	changed by <i>Dorvillea</i> sp. (not assigned)
<i>Dorvillea</i> sp	changed by <i>Dorvillea</i> sp. (not assigned)
<i>Echinoidea</i> sp	changed by ECHINOIDEA (I)
<i>Edwardsia fusca</i>	changed by <i>Edwardsia</i> sp. (II)
<i>Elachisina floridana</i>	no assigned
<i>Epitonium angulatum</i>	changed by <i>Epitonium</i> sp. (I)
<i>Epitonium candreadum</i>	changed by <i>Epitonium</i> sp. (I)
<i>Epitonium</i> sp	changed by <i>Epitonium</i> sp. (I)
<i>Esponja</i>	ignored
<i>Eteone</i> sp	changed by <i>Eteone</i> sp. (III)
<i>Euclymene</i> sp	changed by <i>Euclymene</i> sp. (not assigned)
<i>Eulimidae</i>	no assigned
<i>Eunoe papilosa</i>	changed by <i>Eunoe</i> sp. (II)
<i>Eunoe serrata</i>	changed by <i>Eunoe</i> sp. (II)
<i>Euridice littoralis</i>	changed by <i>Eurydice</i> sp. (I)
<i>Eurithoe</i> sp	changed by <i>Eurythoe complanata</i> (I)
<i>Eurycide litorales</i>	changed by <i>Eurydice</i> sp. (I)
<i>Eurytium limosus</i>	ignored
<i>Eurydice littoralis</i>	changed by <i>Eurydice</i> sp. (I)
<i>Excirolana armata</i>	no assigned
<i>Fabia emiliai</i>	ignored
<i>Felaniella cf candeana</i>	no assigned
<i>Felaniella</i> sp	changed by <i>Felaniella usta</i> (not assigned)
<i>Felaniella vilardeboana</i>	no assigned
<i>Fimbriosthenelais marianae</i>	changed by <i>Fimbriosthenelais minor</i> (II)
<i>Foraminifera</i>	no assigned
<i>Galatowenia oculata</i>	changed by <i>Galathowenia oculata</i> (III)
<i>Glycymeris</i> sp.	changed by <i>Glycymeris bimaculata</i> (II)
<i>Glycinde multidentis</i>	changed by <i>Glycinde</i> sp. (II)
<i>Goniada litorea</i>	changed by <i>Goniada littorea</i> (II)
<i>Goniadides cabra</i>	changed by <i>Goniadides carolinae</i> (II)
<i>Grapsidae</i>	ignored
<i>Gyptis</i> sp	changed by <i>Gyptis</i> sp. (II)
<i>Harmothoe macginitiei</i>	changed by <i>Harmothoe</i> sp. (II)



<i>Heliobia australis</i>	changed by <i>Heleobia australis</i> (IV)
<i>Hemipholis elongata</i>	changed by <i>OPHIUROIDEA</i> (II)
<i>Hemipodia californiensis</i>	changed by <i>Hemipodia borealis</i> (II)
<i>Hemipodia pustatula</i>	changed by <i>Hemipodia borealis</i> (II)
<i>Hemipodia simplex</i>	changed by <i>Hemipodia borealis</i> (II)
<i>Hesionidae</i> sp1	changed by <i>Hesionides</i> sp. (II)
<i>Heterocrypta lapidea</i>	no assigned
<i>Heteromastus</i> sp	changed by <i>Heteromastus</i> sp. (IV)
<i>Hidrozoa</i>	changed by <i>HYDROZOA</i> (I)
<i>Hippidae</i> sp	ignored
<i>Hipponae</i> sp.	no assigned
<i>Hirudinea</i> sp	changed by <i>HIRUDINEA</i> (IV)
<i>Hydroedes</i> sp.	changed by <i>Hydroides</i> sp. (III)
<i>Hypsicomus</i> sp	no assigned
<i>Inermonephtys palpata</i>	changed by <i>Inermonephtys inermis</i> (II)
<i>Iospilus</i> sp	no assigned
<i>Isocheles sawayai</i>	changed by <i>Isocheles pilosus</i> (II)
<i>Isolda puchaella</i>	changed by <i>Isolda pulchella</i> (not assigned)
<i>Isopoda</i>	ignored
<i>Kallipseudes shubartii</i>	changed by <i>Kallipseudes schubarti</i> (II)
<i>Kinbergonuphis</i> sp	changed by <i>Kinbergonuphis</i> sp. (II)
<i>Kinbergonuphis difficilis</i>	changed by <i>Kinbergonuphis</i> sp. (II)
<i>Kinbergonuphis fauchaldi</i>	changed by <i>Kinbergonuphis</i> sp. (II)
<i>Kinbergonuphis nonatoi</i>	changed by <i>Kinbergonuphis</i> sp. (II)
<i>Kupellonura</i> sp.	ignored
<i>Laonereis culveri</i>	no assigned
<i>Laonice branchiata</i>	changed by <i>Laonice</i> sp. (III)
<i>Leiocapitella</i> sp	changed by <i>Leiocapitella</i> sp. (V)
<i>Ligia</i> sp	changed by <i>Ligia exotica</i> (I)
<i>Lioberus castanus</i>	changed by <i>Modiolus</i> sp. (I)
<i>Loandalia tricusps</i>	changed by <i>Parandalia fauveli</i> (II)
<i>Loimia</i> sp	changed by <i>Loimia bandera</i> (I)
<i>Lucina pectinata</i>	changed by <i>Lucina pectinata</i> (I)
<i>Lucina</i> sp.	changed by <i>Lucina pectinata</i> (I)
<i>Lumbricalus januarii</i>	changed by <i>Lumbrineris</i> sp. (II)
<i>Lumbrineridae</i>	changed by <i>Lumbrinerides</i> sp. (II)
<i>Lunarca ovalis</i>	no assigned
<i>Lysidia</i> sp	no assigned
<i>Macoma brevifrons</i>	changed by <i>Macoma tenuis</i> (II)
<i>Macoma constricta</i>	changed by <i>Macoma tenuis</i> (II)
<i>Macoma</i> sp	changed by <i>Macoma tenuis</i> (II)
<i>Mactra fragilis</i>	changed by <i>Mactra</i> sp. (I)
<i>Mactra janeiroensis</i>	changed by <i>Mactra</i> sp. (I)
<i>Mactra</i> sp	changed by <i>Mactra</i> sp. (I)
<i>Magelona posterelongata</i>	changed by <i>Magelona</i> sp. (I)
<i>Magelona riojai</i>	changed by <i>Magelona</i> sp. (I)
<i>Magelona</i> sp	changed by <i>Magelona</i> sp. (I)
<i>Magelona variolamellata</i>	changed by <i>Magelona</i> sp. (I)
<i>Manayunkia brasiliensis</i>	changed by <i>Manayunkia</i> sp. (III)
<i>Manocorophium ochevusicum</i>	changed by <i>Monocorophium acherusicum</i> (III)
<i>Maphysa sanguinea</i>	changed by <i>Marphysa sanguinea</i> (II)
<i>Marphysa</i> sp	changed by <i>Marphysa</i> sp. (II)
<i>Mediomastus</i> sp	changed by <i>Mediomastus</i> sp. (III)
<i>Megalopa</i>	ignored
<i>Micronephtys</i> sp.	changed by <i>Micronephtys</i> sp. (II)
<i>Microspio pigmentata</i>	changed by <i>Microspio pigmentata</i> (II)
<i>Misidaceo</i>	ignored
<i>Mochaetopterus</i> sp.	changed by <i>Chaetopterus</i> sp. (I)
<i>Monocorophium acherusicum</i>	changed by <i>Monocorophium acherusicum</i> (III)
<i>Mooreonuphis cf lineata</i>	changed by <i>Mooreonuphis</i> sp. (II)
<i>Mooreonuphis lineata</i>	changed by <i>Mooreonuphis</i> sp. (II)
<i>Mytella guyanensis</i>	changed by <i>Modiolus</i> sp. (I)
<i>Mytella</i> sp.	changed by <i>Modiolus</i> sp. (I)
<i>Mytilidae</i>	changed by <i>Modiolus</i> sp. (I)
<i>Naineris setosa</i>	changed by <i>Naineris</i> sp. (I)
<i>Nassarina</i> sp.	changed by <i>Nassarina penicillata</i> (II)
<i>Nassarius</i>	changed by <i>Nassarius</i> sp. (II)

<i>Natica cayennensis</i>	changed by <i>Natica</i> sp. (II)
<i>Natica pursilla</i>	changed by <i>Natica</i> sp. (II)
<i>Neanthes bruaca</i>	changed by <i>Neanthes</i> sp. (III)
<i>Nematonereis</i> sp.	changed by <i>Nematonereis hebes</i> (II)
<i>Nemertea</i>	changed by <i>NEMERTINA</i> (III)
<i>Nephtys fluviatilis</i>	changed by <i>Nephtys fluviatilis</i> (II)
<i>Nephtys squamosa</i>	changed by <i>Nephtys squamosa</i> (II)
<i>Nereididae</i>	no assigned
<i>Nereis broa</i>	changed by <i>Nereis</i> sp. (III)
<i>Nicoleia</i> sp.	changed by <i>Nicolea</i> sp. (II)
<i>Ninoe brasiliensis</i>	changed by <i>Ninoe armoricana</i> (II)
<i>Ninoe</i> sp.	changed by <i>Ninoe armoricana</i> (II)
<i>Nitilica pusila</i>	no assigned
<i>Noculana</i> sp	changed by <i>Nuculana concentrica</i> (I)
<i>Nonatus</i>	changed by <i>CIRRATULIDAE</i> (IV)
<i>Notomastus</i>	changed by <i>Notomastus</i> sp. (III)
<i>Notostraca</i> sp1	ignored
<i>Nucula puelcha</i>	changed by <i>Nucula</i> sp. (I)
<i>Nucula</i> sp	changed by <i>Nucula</i> sp. (I)
<i>Octocoral</i>	ignored
<i>Odontosyllis hetero-falchaeta</i>	changed by <i>Odontosyllis</i> sp. (II)
<i>Odostomia</i> sp	changed by <i>Odostomia</i> sp. (II)
<i>Ogyrides alphaerostris</i>	changed by <i>Ogyrides</i> sp. (I)
<i>Ogyrides</i> sp	changed by <i>Ogyrides</i> sp. (I)
<i>Ogyris</i> sp.	changed by <i>Ogyrides</i> sp. (I)
<i>Oligoqueta</i>	changed by <i>OLIGOCHAETA</i> (V)
<i>Onuphis eremita oculata</i>	changed by <i>Onuphis</i> sp. (II)
<i>Ophelina gaucha</i>	changed by <i>Ophelina</i> sp. (not assigned)
<i>Ophellidae</i>	no assigned
<i>Ophiodromus</i> sp	changed by <i>Ophiodromus</i> sp. (II)
<i>Ophionereis reticulata</i>	changed by <i>OPHIUROIDEA</i> (II)
<i>Ophionereis veticulata</i>	changed by <i>OPHIUROIDEA</i> (II)
<i>Ophiophragmus lutkeni</i>	changed by <i>Ophiophragmus japonicus</i> (II)
<i>Ophiuroide</i> sp	changed by <i>OPHIUROIDEA</i> (II)
<i>Opisthosyllis</i>	no assigned
<i>Orbina</i> sp	changed by <i>Orbinia</i> sp. (I)
<i>Orbinidae</i>	changed by <i>Orbinia</i> sp. (I)
<i>Ostracoda</i> Sp1	changed by <i>OSTRACODA</i> (not assigned)
<i>Owenia</i> sp	changed by <i>Owenia fusiformis</i> (II)
<i>Owenia sundevalli</i>	changed by <i>Owenia fusiformis</i> (II)
<i>Paecilochaetus trilobatus</i>	changed by <i>Poecilochaetus</i> sp. (I)
<i>Panopea abbreviata</i>	no assigned
<i>Parandalia fauvelis</i>	changed by <i>Parandalia fauveli</i> (II)
<i>Parandalia tricuspis</i>	changed by <i>Parandalia fauveli</i> (II)
<i>Paraprionospio dayi</i>	changed by <i>Prionospio dayi</i> (IV)
<i>Paraprionospio multibranchiata</i>	changed by <i>Prionospio multibranchiata</i> (III)
<i>Paraprionospio</i> sp	changed by <i>Paraprionospio pinnata</i> (IV)
<i>Parrella macropteryx</i>	no assigned
<i>Pectinaria</i> sp.	changed by <i>Pectinaria</i> sp. (I)
<i>Peisos petrunkevitchi</i>	ignored
<i>Peneidae</i>	ignored
<i>Peneidae</i> pós larva	ignored
<i>Pennatulacea</i>	changed by <i>Pennatula</i> sp. (I)
<i>Perinereis anderssoni</i>	changed by <i>Perinereis cultrifera</i> (III)
<i>Phalae minuta</i>	changed by <i>Pholoe</i> sp. (II)
<i>Philo</i> sp.	no assigned
<i>Phonida</i>	no assigned
<i>Phonozoa</i>	no assigned
<i>Phoronis</i> sp	changed by <i>Phoronis</i> sp. (II)
<i>Phoxocephalopidae</i>	no assigned
<i>Phragmatopoma caudata</i>	no assigned
<i>Phyllodoce panamensis</i>	changed by <i>Phyllodoce</i> sp. (II)
<i>Phyllodocidae</i>	changed by <i>Phyllodoce</i> sp. (II)
<i>Phylo felix</i>	changed by <i>Phylo</i> sp. (I)
<i>Pinnixa cf rapax</i>	changed by <i>Pinnixa floridana</i> (I)
<i>Pinnixa</i> sp.	ignored
<i>Pionosyllis</i>	changed by <i>Pionosyllis</i> sp. (II)



<i>Pionosyllis pectinata</i>	changed by <i>Pionosyllis</i> sp. (II)
<i>Piromis</i> sp	changed by <i>Piromis</i> sp. (I)
<i>Pitar rostratus</i>	changed by <i>Pitar rudis</i> (II)
<i>Pitar</i> sp	changed by <i>Pitar rudis</i> (II)
<i>Planaria</i>	changed by PLATYHELMINTHES (II)
<i>Platyischnopidae</i>	ignored
<i>Poecilochaetus australiensis</i>	changed by <i>Poecilochaetus</i> sp. (I)
<i>Poecilochaetus australis</i>	changed by <i>Poecilochaetus</i> sp. (I)
<i>Poecilochaetus johsoni</i>	changed by <i>Poecilochaetus</i> sp. (I)
<i>Poecilochaetus</i> sp	changed by <i>Poecilochaetus</i> sp. (I)
<i>Poecilochaetus trilobatus</i>	changed by <i>Poecilochaetus</i> sp. (I)
<i>Polidora socialis</i>	changed by <i>Polydora socialis</i> (IV)
<i>Polydora</i> sp.	changed by <i>Polydora socialis</i> (IV)
<i>Polygordius</i> sp	changed by <i>Polygordius</i> sp. (I)
<i>Portunidae</i> sp1	ignored
<i>Pragmatophoma</i> sp.	no assigned
<i>Priapulide</i>	changed by PRIAPULIDA (III)
<i>Prionaspis</i> sp.	no assigned
<i>Prionospio pigmentata</i>	changed by <i>Microspio pigmentata</i> (II)
<i>Prionospio</i> sp.	changed by <i>Prionospio dayi</i> (IV)
<i>Prionospio streenstrupi</i>	changed by <i>Prionospio streenstrupi</i> (IV)
<i>Protoarcia</i> sp.	changed by <i>Protoarcia oerstedii</i> (III)
<i>Renilla reniformis</i>	ignored
<i>Renilla</i> sp.	no assigned
<i>Scaphopoda</i>	no assigned
<i>Scolecopsis</i> sp	changed by <i>Scolecopsis squamata</i> (III)
<i>Scoloplos ohlini</i>	changed by <i>Scoloplos</i> sp. (I)
<i>Semele proficua</i>	changed by <i>Semele venusta</i> (II)
<i>Sergestidae</i> sp1	ignored
<i>Sigambra grubei</i>	changed by <i>Sigambra tentaculata</i> (IV)
<i>Sigambra</i> sp	changed by <i>Sigambra tentaculata</i> (IV)
<i>Sipuncula</i> sp	changed by SIPUNCULA (I)
<i>Sistenides</i> sp.	no assigned
<i>Solen tehuelchus</i>	changed by <i>Solen dunkerianus</i> (I)
<i>Sphenia antillensis</i>	changed by <i>Sphenia fragilis</i> (II)
<i>Spiochaetopterus</i> sp	changed by <i>Spiochaetopterus</i> sp. (III)
<i>Spionidae</i> sp.	no assigned
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	changed by <i>Spiophanes kroeyeri</i> (III)
<i>Sthenelais limicola</i>	changed by <i>Sthenelais limicola</i> (II)
<i>Sternaspidae</i>	changed by <i>Sternaspis</i> sp. (III)
<i>Sternaspis</i> sp	changed by <i>Sternaspis</i> sp. (III)
<i>Sthenelais articulata</i>	changed by <i>Sthenelais</i> sp. (II)
<i>Stomatopoda</i>	ignored
<i>Stramonita haemastoma</i>	no assigned
<i>Streblospio</i> sp	changed by <i>Streblospio</i> sp. (III)
<i>Strigilla mirabilis</i>	changed by TELLINIDAE (I)
<i>Strigilla piriformis</i>	changed by TELLINIDAE (I)
<i>Strigilla pisiformis</i>	changed by TELLINIDAE (I)
<i>Strigilla</i> sp	changed by TELLINIDAE (I)
<i>Syllidae</i>	changed by <i>Syllides</i> sp. (II)
<i>Tagellus divisus</i>	changed by <i>Tagellus divisus</i> (II)
<i>Tagelus</i> sp	changed by <i>Tagelus</i> sp. (II)
<i>Tallasinidae</i> sp	ignored
<i>Tanaidaceo</i> sp1	ignored
<i>Taryx</i> sp.	changed by <i>Tharyx</i> sp. (IV)
<i>Telinna alternata</i>	changed by <i>Tellina</i> sp. (I)
<i>Telinna lineata</i>	changed by <i>Tellina</i> sp. (I)
<i>Telinna punicea</i>	changed by <i>Tellina</i> sp. (I)
<i>Tellina ihering</i>	changed by <i>Tellina</i> sp. (I)
<i>Tellina nitens</i>	changed by TELLINIDAE (I)
<i>Tellina sandix</i>	changed by <i>Tellina</i> sp. (I)
<i>Tellina</i> sp	changed by <i>Tellina</i> sp. (I)
<i>Terebellidae</i>	changed by <i>Terebellides</i> sp. (I)
<i>Terebellides sepultura</i>	changed by <i>Terebellides</i> sp. (I)
<i>Terebra taurina</i>	changed by <i>Terebra dislocata</i> (I)
<i>Thalassinidea</i>	ignored
<i>Tharix</i> sp	changed by <i>Tharyx</i> sp. (IV)

<i>Tharix</i> sp	changed by <i>Tharyx</i> sp. (IV)
<i>Tipossilys pectinata</i>	changed by <i>Typosyllis</i> sp. (II)
<i>Tipossyllis</i> sp	changed by <i>Typosyllis</i> sp. (II)
<i>Transenpita americana</i>	changed by <i>VENERIDAE</i> (I)
<i>Tripanosyllis</i> sp.	changed by <i>Trypanosyllis</i> sp. (II)
<i>Turboniella</i>	changed by <i>Turbonilla</i> sp. (I)
<i>Turbonilla interrupta</i>	changed by <i>Turbonilla interrupta</i> (I)
<i>Upogebia brasiliensis</i>	changed by <i>Upogebia</i> sp. (I)
<i>Uromuna peterseni</i>	changed by <i>Uromunna ubiquita</i> (II)
<i>Xanthidae</i> sp	ignored
<i>Zoaps cf ostreum</i>	ignored

ANEXO 10 – Planilha de dados bióticos e abióticos da Baía de Trapandé na campanha de inverno.

Ponto	AMBI	H'	M-AMBI	RIQ	N	P	MO	C	ME	SE	CAS	AR	SI	ARG	FI	CAC	Hid
1	1,90	4,24	0,76	30	0,59	1,63	1,87	24,85	4,11	1,94	0,1	59,5	30,8	9,6	40,5	6,40	1,47
2	1,42	4,02	0,78	30	1,94	3,17	8,07	24,27	3,08	1,15	0,0	86,0	3,7	10,3	14,0	3,17	6,13
3	2,26	4,6	0,84	41	0,72	1,87	19,81	26,65	3,73	1,56	2,4	76,7	19,9	1,0	20,9	10,19	3,79
4	1,94	3,99	0,67	18	0,72	1,40	2,43	25,92	4,54	3,01	1,7	44,1	48,3	5,9	54,2	10,18	0,84
5	2,29	4,2	0,81	41	0,62	2,04	2,07	31,23	3,76	1,41	0,0	83,0	8,5	8,5	17,0	3,63	4,88
6	0,15	1,84	0,55	9	0,71	2,98	6,61	22,86	2,98	1,19	0,0	86,1	7,5	6,4	13,9	5,16	6,19
7	2,19	2,76	0,58	21	0,59	1,71	3,01	41,68	3,11	1,05	0,5	88,6	5,0	6,0	11,0	4,50	8,11
8	1,70	2,79	0,52	8	0,14	0,68	0,89	44,79	2,59	0,39	0,0	99,0	1,0	0,0	1,0	2,76	99,49
9	3,89	1,42	0,30	10	0,98	2,98	2,81	26,31	5,36	1,86	0,0	45,7	48,0	6,4	54,3	7,06	0,84
10	0,98	3,13	0,69	23	0,37	1,43	0,36	23,02	3,18	0,94	0,0	91,0	5,0	4,0	9,0	3,38	10,16
11	2,37	2,24	0,51	18	0,84	1,48	3,73	23,84	3,05	0,71	0,0	93,9	3,0	3,0	6,1	3,86	15,45
12	1,10	3,41	0,65	15	0,62	2,35	5,00	21,14	3,14	0,39	0,0	95,2	3,8	1,0	4,8	2,80	19,87
13	1,51	4,78	0,89	40	2,74	1,68	6,67	38,52	3,81	1,84	0,1	77,0	20,0	2,9	22,8	6,43	3,38
14	1,83	3,58	0,63	16	0,88	0,17	11,82	43,34	4,54	2,33	0,9	51,5	42,4	5,2	47,6	10,92	1,10
15	1,54	4,57	0,87	40	1,09	0,55	8,55	30,71	4,37	2,19	1,4	54,7	34,1	9,8	43,9	9,43	1,28
16	1,79	4,39	0,76	26	0,87	0,10	7,58	39,98	7,42	1,20	1,6	74,3	14,3	9,8	24,2	15,34	3,14
17	1,37	3,36	0,71	27	0,71	0,46	7,63	22,93	3,92	1,98	0,0	78,2	11,9	9,9	21,8	6,06	3,59
18	2,49	3,47	0,57	14	1,67	2,23	3,58	26,19	6,95	1,30	0,0	7,2	83,7	9,1	92,8	14,10	0,08
19	2,09	3,99	0,66	18	1,08	1,27	3,42	39,97	3,85	1,36	0,0	54,9	36,1	9,0	45,1	6,52	1,22
20	1,46	4,62	0,91	44	0,64	1,01	3,64	10,36	2,80	1,44	0,4	87,0	3,9	8,7	12,6	8,35	6,91
21	1,47	3,58	0,73	28	0,53	1,55	3,89	27,33	3,99	1,89	0,0	81,2	10,5	8,4	18,8	12,77	4,31
22	1,35	3,22	0,64	18	0,66	1,45	1,50	19,88	6,06	2,07	0,0	28,6	65,2	6,2	71,4	11,58	0,40
23	2,31	4,1	0,76	35	1,06	1,67	4,07	49,38	4,70	1,95	0,0	62,6	33,2	4,1	37,3	8,65	1,68
24	1,26	3,34	0,66	19	0,72	0,44	3,45	44,21	4,58	2,01	0,0	67,8	26,5	5,7	32,2	7,05	2,10
25	1,94	3,36	0,67	26	2,12	1,29	11,88	23,07	3,88	1,75	0,1	78,9	11,0	10,0	21,0	3,17	3,76
26	1,62	3,46	0,62	14	3,60	0,65	4,43	40,51	5,06	2,28	1,1	59,7	26,8	12,3	39,1	6,54	1,55
27	7,00	0	0,06	0	1,68	0,39	12,90	31,74	2,99	1,59	0,3	83,1	6,5	10,2	16,6	6,16	5,02
28	2,39	3,28	0,55	12	2,45	0,52	4,66	34,67	5,47	1,73	0,1	29,4	60,9	9,7	70,5	9,45	0,42
29	2,65	1,5	0,47	24	1,61	0,10	4,71	38,65	4,36	2,09	0,0	74,1	19,7	6,2	25,9	3,66	2,85
30	1,74	3,39	0,59	12	0,68	0,09	3,19	10,91	4,65	2,13	0,0	52,5	39,8	7,6	47,5	7,44	1,11
31	2,46	3,37	0,57	16	1,00	0,39	9,06	24,69	3,01	1,70	3,8	81,6	8,3	6,3	14,6	4,47	5,85
32	2,14	2,89	0,63	28	0,95	0,26	7,10	47,72	2,99	1,26	0,1	91,2	0,0	8,7	8,7	3,40	10,53
33	1,40	4,07	0,72	20	1,68	0,28	5,93	24,29	6,17	1,85	0,0	21,3	73,5	5,2	78,7	10,18	0,27
34	0,75	2,58	0,55	6	0,98	0,49	2,46	12,70	3,04	0,94	0,0	92,8	3,1	4,1	7,2	6,33	12,89
35	1,09	2,26	0,51	7	0,73	0,17	4,14	27,01	1,89	2,74	15,6	65,7	14,8	3,9	18,7	7,78	4,35
36	2,21	3,42	0,59	15	1,02	0,15	9,43	11,20	3,16	1,38	0,2	87,6	6,1	6,1	12,2	5,33	7,18

ANEXO 11 – Planilha de dados bióticos e abióticos da Baía de Trapandé na campanha de verão.

Ponto	AMBI	H'	MAMBI	RIQ	N	P	MO	C	ME	SE	CAS	AR	SI	ARG	FI	CAC	Hid
1	1,69	3,63	0,61	13	0,34	0,19	0,18	20,74	4,17	1,64	0,0	83,2	8,4	8,4	16,8	3,5	4,94
2	1,98	4,11	0,67	19	0,67	0,38	7,27	56,81	4,38	1,96	0,3	79,4	9,1	11,2	20,3	7,9	3,92
3	1,45	3,15	0,59	13	0,16	0,30	2,73	22,88	3,16	1,12	0,0	87,0	2,8	10,2	13,0	5,9	6,72
4	1,65	2,65	0,50	7	0,51	0,24	1,45	25,06	2,62	1,34	0,5	88,8	1,8	9,0	10,8	5,0	8,27
5	1,97	4,40	0,77	29	0,18	0,72	5,09	28,55	3,91	1,49	0,1	94,2	0,0	5,7	5,7	6,4	16,46
6	1,00	3,42	0,64	14	0,22	0,22	0,73	36,96	2,92	0,82	0,0	80,7	10,2	9,2	19,4	3,0	4,17
7	1,96	5,02	0,93	43	0,13	0,69	5,45	20,54	3,98	1,59	1,4	80,0	12,7	5,9	18,5	8,9	4,39
8	1,50	0,92	0,35	2	0,35	2,53	12,18	24,01	5,48	1,77	0,0	24,9	66,2	8,9	75,1	9,5	0,33
9	1,50	3,24	0,57	10	0,30	1,31	9,45	34,03	4,58	1,67	0,0	52,9	41,1	6,0	47,1	8,1	1,12
10	1,06	4,56	0,86	32	0,31	0,49	2,73	57,01	3,10	0,72	0,0	94,0	2,0	4,0	6,0	4,1	15,57
11	2,77	3,22	0,57	20	0,16	0,82	2,91	55,79	3,26	0,88	0,0	89,8	6,1	4,1	10,2	4,2	8,84
12	1,84	3,59	0,61	15	0,38	1,82	6,91	26,86	3,58	1,32	0,0	65,7	28,1	6,2	34,3	6,0	1,92
13	1,68	4,15	0,72	22	0,27	0,65	3,64	49,84	3,46	1,08	0,0	85,0	5,0	10,0	15,0	5,5	5,66
14	2,53	3,90	0,72	31	0,37	2,10	3,27	44,30	3,41	1,03	0,0	86,5	3,6	9,9	13,5	5,6	6,38
15	2,78	3,42	0,60	21	0,25	0,93	3,45	25,60	3,34	1,17	0,0	85,1	4,7	10,3	14,9	6,1	5,70
16	1,09	3,68	0,71	20	0,28	1,92	13,51	46,06	6,23	2,07	0,0	17,3	72,5	10,2	82,7	7,5	0,21
17	4,47	0,17	0,17	8	0,33	0,79	15,27	29,49	7,24	1,11	0,0	9,1	82,0	8,9	90,9	8,6	0,10
18	1,87	4,24	0,78	30	0,23	3,34	2,55	25,82	3,37	0,99	0,0	88,2	5,9	5,9	11,8	4,6	7,48
19	2,24	4,11	0,74	29	0,29	1,24	4,18	22,75	2,99	1,17	0,0	89,9	4,0	6,1	10,1	6,8	8,89
20	1,82	3,85	0,69	22	0,16	1,16	3,14	22,34	3,08	1,11	0,0	89,2	2,0	8,9	10,8	4,8	8,23
21	0,91	3,51	0,70	20	0,61	0,78	2,00	23,42	3,02	1,06	0,0	92,0	2,0	6,0	8,0	4,4	11,56
22	1,04	4,33	0,81	27	0,54	0,90	4,18	23,33	3,13	0,90	0,2	92,6	3,1	4,1	7,2	6,4	12,84
23	2,22	4,01	0,66	20	0,40	0,72	5,28	4,23	3,41	0,90	0,0	91,4	4,3	4,3	8,6	7,3	10,66
24	0,78	2,53	0,62	17	0,41	2,10	7,09	21,37	3,14	1,24	0,0	84,9	8,6	6,5	15,1	6,2	5,61
25	0,79	2,44	0,53	7	0,22	1,39	3,64	18,96	4,63	2,23	1,7	56,7	31,9	9,7	41,5	5,0	1,41
26	2,35	4,22	0,75	30	0,23	0,86	4,73	13,79	2,96	1,47	0,0	84,5	4,8	10,6	15,5	6,0	5,47
27	7,00	0,00	0,06	0	0,00	1,15	12,36	13,15	6,51	1,71	0,0	15,7	73,3	11,0	84,3	9,8	0,19
28	4,50	1,00	0,17	2	0,03	0,91	13,45	24,97	5,39	1,78	0,1	38,8	50,6	10,5	61,1	10,8	0,64
29	1,56	3,56	0,63	15	0,22	1,20	4,55	8,02	3,76	1,71	0,0	81,5	9,2	9,2	18,5	4,5	4,41
30	1,44	2,38	0,51	9	0,27	1,16	8,00	19,97	4,20	2,12	0,0	59,5	34,4	6,1	40,5	9,0	1,47
31	2,61	3,78	0,61	18	0,30	0,64	3,21	18,17	3,19	1,04	0,0	92,0	2,0	6,0	8,0	6,6	11,47
32	1,97	3,67	0,63	17	0,19	1,12	3,80	22,51	2,70	1,37	0,4	89,2	1,9	8,5	10,4	5,5	8,58
33	2,35	3,51	0,58	15	0,26	0,51	3,82	4,74	3,02	1,05	0,0	92,0	2,0	6,0	8,0	3,1	11,52
34	2,00	2,00	0,41	4	0,42	1,20	5,45	20,49	4,35	1,84	0,1	65,9	29,8	4,3	34,1	5,2	1,94
35	3,00	0,00	0,19	1	0,44	2,76	6,44	33,30	2,86	1,44	2,2	88,0	5,4	4,3	9,7	8,7	9,27
36	3,09	3,86	0,61	21	0,23	0,61	3,23	12,90	3,14	1,08	0,0	92,2	2,0	5,9	7,8	5,5	11,77

ANEXO 12 – Planilha de dados bióticos e abióticos da Baía das Laranjeiras na campanha de inverno.

Ponto	AMBI	H'	MAMBI	RIQ	N	P	MO	C	ME	SE	CAS	AR	SI	ARG	FI	CAC	Hid
1	1,3	2	0,5	6	14	0,5	0,9	25,7	2,5	0,6	0	95	3	2	5	3	18,8
2	0,4	2,8	0,6	12	6,7	1,4	2,7	45,5	3,5	3,2	5,2	64	19	12,1	31	7,5	2,2
3	3,4	3,2	0,5	16	23	6,1	3,4	41,7	4,4	2,2	0	73	13	13,4	27	4,1	2,7
4	2	3,6	0,7	18	14	2,4	1,3	22,4	3,9	2,1	0	80	17	3,1	20	3,6	4
5	2,5	3,1	0,5	9	7,9	2,8	6,3	31,5	4,7	2,2	0,1	68	17	15,7	32	3,3	2,1
6	0,4	2,5	0,6	6	5,7	5,8	6,5	40,6	4,3	2,3	0,5	61	33	6,1	39	5	1,6
7	1,7	3,8	0,8	30	8,3	1,7	2,5	41,4	3,2	1,7	0	82	7,1	11,2	18	3	4,5
8	1,5	4,1	0,7	20	5,6	3	3,8	38,4	3,5	1,8	0,8	75	14	9,5	24	3,1	3,2
9	3,6	3	0,4	9	18	1,4	13,5	24,1	5,7	2,1	0,1	34	57	8,9	66	5,8	0,5
10	1,7	3,1	0,6	10	6,3	1,9	3,8	23,3	4,3	2,4	0,1	74	11	15,7	26	1,5	2,8
11	0,9	3,7	0,8	23	6,8	2,3	2	23,3	3,1	1	0	89	8,3	3,1	12	3,7	7,7
12	1	2,7	0,6	9	6,4	2,4	1,7	24,4	2,9	1,2	0	91	4	5	9,1	2,9	10
13	1,3	3,2	0,6	13	9,6	1,9	5,3	49,5	4,3	2	0	64	30	6,2	36	1,5	1,8
14	1,9	3,8	0,7	17	25	10	7,8	23,8	5,2	2,1	0,3	41	52	7,1	59	4	0,7
15	1,4	3,7	0,7	23	2,4	1,6	1,3	28,7	2,4	0,5	0	97	1	2	3	2,2	32,3
16	0,5	3,1	0,8	31	9,9	1,5	2,6	25,9	2,7	1,3	0,2	90	2	8	10	2,5	8,9
17	1,8	3,3	0,6	14	1,1	7	13,2	21,6	6,8	1,5	0	12	80	8,2	88	3,8	0,1
18	1,8	2,6	0,5	7	16	2,1	2,7	37,5	1,9	0,8	0,7	99	0	0	0	3,6	100
19	1,8	4,1	0,7	22	20	3,7	1,8	34,7	2,6	0,8	0	95	2	3	5	1,5	18,9
20	1,3	3,9	0,8	30	18	2,2	1,7	39,6	3,8	2,1	0	77	11	12	23	3,1	3,4
21	1,6	1,7	0,5	7	16	1,7	2,6	26,6	3,6	2,2	0,2	79	9,1	12,2	21	3,1	3,7
22	0,3	1,4	0,5	4	21	3,4	6,7	44,7	4,3	2,6	0,1	72	10	18,1	28	3,3	2,6
23	0,4	1,7	0,6	11	12	14	2	24,9	3	1,3	0	87	4,1	9,2	13	1,5	6,5
24	1,8	4	0,8	31	58	1,9	1,8	26,7	2,1	1,8	0	89	4	7	11	1,6	8,1
25	4,5	0	0,1	1	5	3	2,7	44,1	4,1	2,7	0,3	73	10	16,2	26	2	2,8
26	1,5	3,2	0,6	14	5,7	3,2	2,8	43,5	2,2	1,9	0,8	84	7	8	15	2,7	5,7
27	2,5	3,2	0,5	11	1,6	1,4	1,8	28,3	3	1,1	0	93	1	6,1	7,1	2,3	13,1
28	1,5	3,7	0,8	26	4,7	5,1	4,5	33,1	4,5	2,1	0	54	38	8	46	7,8	1,2
29	1,3	4,2	0,8	30	0,7	1,5	2,7	27,1	2,8	1,2	0	90	5	5	10	0,7	8,9
30	1,3	2,8	0,7	24	8,5	6,5	2,6	23,3	2,3	3,2	15	67	6,1	12,3	18	0,4	4,4
31	1,8	3,6	0,7	26	1	2,5	2,5	24,5	3	1,1	0	93	1	6,1	7,1	2,3	13,2
32	1,4	4,5	0,9	36	0,7	3,6	6,9	41,9	6	2,3	3,2	27	56	13,7	70	2	0,4
33	2,6	2,6	0,6	20	4,1	13	4,8	10,2	5,1	2,2	1,1	28	63	7,2	71	1,1	0,4
34	0	0,1	0,4	5	0,1	3	4,8	37,3	5	3,2	8,6	24	63	5,2	68	2,3	0,5
35	2,7	2,7	0,5	7	15	9,3	12,8	5,7	7,6	1,5	0	6,7	36	56,9	93	15,7	0,1
36	3	2,4	0,4	6	14	6,6	10,9	16,3	6,4	1,3	0	7,7	79	13,7	92	0,8	0,1

ANEXO 13 – Planilha de dados bióticos e abióticos da Baía das Laranjeiras na campanha de verão.

Ponto	AMBI	H'	MAMBI	RIQ	N	P	MO	C	ME	SE	CAS	AR	SI	ARG	FI	CAC	Hid
1	2,3	2,7	0,5	7	9,2	0,4	0,3	42,2	2,6	0,4	0	100	0	0	0	2,4	100
2	0,3	1,4	0,5	3	31,4	1,8	1,7	4,1	2,2	1,4	0,1	90,7	4,1	5,2	9,3	5,7	9,8
3	1,2	3,3	0,8	30	10,4	3,5	1,6	48,8	2,5	1,4	0	89	6	5	11	1,9	8,1
4	0,9	4,1	0,9	43	8,1	2	0,6	32	2,4	0,5	0	97	1	2	3	0,6	32,4
5	2,3	2,3	0,5	5	3,8	3,2	0,6	22,8	2,4	0,6	0	94,9	4,1	1	5,1	2,5	18,5
6	2,6	2	0,4	4	15,7	6	3,1	33,3	4,2	2,2	0	65,7	32,2	2,1	34,3	5,4	1,9
7	2,5	4,3	0,8	40	6,3	3,5	0,6	23,2	2,5	0,9	0	94,1	1	4,9	5,9	0,9	15,9
8	1,5	3,3	0,8	32	7,2	4,5	1,2	22	2,5	1,4	0,4	92,5	2	5,1	7,1	2,7	13,1
9	1,5	3	0,6	9	9,4	4,5	3,3	31,1	3,8	2,1	0	80,3	7,3	12,5	19,7	5,2	4,1
10	0	1	0,5	2	7,7	2,5	2,9	29	4,4	2,5	0	65,9	14,5	19,7	34,1	6,1	1,9
11	1,7	4	0,7	18	5,2	2,6	1	24,8	2,4	0,6	0	97	0	3	3	1,2	31,8
12	1,6	4,2	0,8	24	7,7	3,4	1,5	23,2	2,7	1,5	0,7	88,1	3,1	8,1	11,2	2,5	7,9
13	2,3	2,7	0,5	7	5,5	4	2,5	37,5	4,4	2,6	0	67,4	13,7	18,9	32,6	4,4	2,1
14	1,6	3,1	0,6	9	15,9	2,5	2,1	39,5	3,4	1,9	0	82	6	12	18	3,5	4,6
15	2,5	3,6	0,6	15	4	2,1	1,7	45,2	4,1	2,2	0	77,4	9,2	13,4	22,6	1,9	3,4
16	1,6	3,2	0,7	29	22	4,4	1,4	38,5	2,9	1,1	0	90,8	3,1	6,1	9,2	2,3	9,9
17	2,2	4	0,7	18	5,4	3	2,6	44,2	3,3	1,9	0	81	9	10	19	4,5	4,3
18	1,2	3,2	0,6	10	6,7	1,3	1,9	45,9	3,5	2,3	0,2	81,3	6,2	12,4	18,6	4,6	4,4
19	1,9	4,1	0,8	31	7	1,8	2,8	41,4	3,9	1,7	0	81,2	7,3	11,5	18,8	1,8	4,3
20	2,4	3	0,5	9	5,8	3	1,7	45,5	2,7	1,4	0	85,7	4,1	10,2	14,3	2,5	6
21	2,1	2,9	0,6	11	4,9	3,1	1,5	46,4	2,6	1,8	0,4	83,5	4	12	16	4,1	5,2
22	2,7	3,4	0,5	12	5,7	3	1,5	46,4	3,5	1,8	0,8	75,2	14,4	9,5	23,9	4	3,2
23	2	3,9	0,7	26	8,5	3,3	1,7	40,6	3	1,2	0	86,9	5	8,1	13,1	2,4	6,6
24	2,1	3,8	0,7	23	6,7	3,1	1,7	43,4	3,1	1,3	0	85	5	10	15	1,6	5,6
25	3,1	3	0,5	9	16,9	4,2	3,7	42,1	4,5	2,5	0	61,4	18,3	20,3	38,6	5,2	1,6
26	2	2,7	0,5	7	9,1	3,1	3,1	48,7	2,1	2,6	5,5	78,1	6,2	10,3	16,4	4	5,1
27	1,6	3,2	0,7	23	8	1,1	1	51,2	2,8	1,2	0,6	88,3	2	9,1	11,1	3,2	8,2
28	2	2,6	0,5	9	7,9	1,3	1,3	44,5	2,9	1,1	0,1	89,9	4	6	10	7,3	9
29	0	0	0,4	1	19,4	7	2,4	33,3	4,2	2,2	0	76,8	9,1	14,1	23,2	4,2	3,3
30	1,6	3,4	0,8	37	20,4	4	1,7	34,6	1,4	1,9	2,5	88,5	3	6	9,1	2,9	10
31	0,4	1,4	0,7	31	15,6	2	1,3	38,7	2,7	1,3	0	90	3	7	10	4,1	9
32	2	3,8	0,6	15	6,9	0,9	2,6	50,8	3,5	1,8	0,8	75,2	14,4	9,5	23,9	0,6	4
33	1,4	3	0,6	11	16,6	2,1	1,7	26,6	2,6	1	0,2	90,8	5	4	9	3,7	10,1
34	1,5	1,8	0,6	29	16,3	7,6	1,1	36,8	1,8	2,3	8,3	80,4	5,1	6,1	11,3	4,9	7,9
35	0,6	2,4	0,7	29	20,9	4,6	5,6	36,9	4,4	2,7	1	60,6	19,7	18,7	38,4	4,1	1,6
36	0,9	1,9	0,5	4	16,8	4,5	5	42,6	4,3	2,5	0	72,9	12,1	15,1	27,1	4,5	2,7



ANEXO 14 – Planilha de dados bióticos e abióticos da Baía de Guaratuba na campanha de inverno.

Ponto	AMBI	H'	MAMBI	RIQ	N	P	MO	C	ME	SE	CAS	AR	SI	ARG	FI	CAC	Hid
1	3,43	2,08	0,40	11	0,06	0,28	1,69	26,71	2,71	0,48	0,15	96,72	3,13	0,00	3,13	3,86	30,97
2	3,83	1,84	0,42	19	0,03	0,79	4,56	28,31	2,30	0,77	0,26	94,76	3,98	1,00	4,98	4,49	19,09
3	1,44	2,33	0,51	7	0,98	1,67	4,67	13,42	3,58	1,35	0,25	81,94	15,71	2,10	17,81	4,16	4,62
4	2,96	1,82	0,42	12	0,11	0,33	1,48	28,72	2,98	0,50	0,00	94,97	4,02	1,01	5,03	2,68	18,88
5	2,48	3,61	0,60	16	0,38	0,50	1,69	22,04	2,61	1,46	10,02	82,53	6,39	1,07	7,46	4,59	12,41
6	3,48	2,90	0,49	16	0,10	0,42	5,96	21,36	2,52	0,57	0,00	94,90	2,04	3,06	5,10	7,52	18,61
7	2,58	2,58	0,54	17	0,12	0,38	3,57	24,17	2,73	1,51	5,16	88,71	4,09	2,05	6,14	6,99	15,29
8	2,97	2,22	0,45	12	0,93	0,45	4,60	22,48	2,77	1,37	0,23	87,24	8,35	4,17	12,52	2,50	6,99
9	4,13	0,89	0,27	11	0,07	0,49	7,02	28,08	2,57	1,68	2,74	82,91	9,23	5,13	14,35	14,39	5,97
10	4,35	0,51	0,24	12	0,42	0,37	7,00	27,22	3,11	1,51	7,89	77,10	15,02	0,00	15,02	4,09	5,66
11	4,02	1,22	0,34	15	0,25	0,88	2,83	26,93	3,21	0,95	0,00	92,42	4,33	3,25	7,58	4,09	12,19
12	3,80	1,42	0,36	15	0,77	1,09	3,82	23,87	3,05	0,46	0,00	94,70	3,18	2,12	5,30	3,14	17,88
13	4,41	0,37	0,24	13	1,95	0,82	3,30	17,28	4,38	1,92	0,22	63,26	33,39	3,13	36,52	6,28	1,74
14	4,43	0,23	0,19	9	0,63	0,79	3,35	25,91	1,78	0,53	0,35	98,64	1,01	0,00	1,01	3,34	97,82
15	4,47	0,13	0,24	16	2,85	0,46	4,08	26,33	2,72	1,13	0,00	86,71	12,27	1,02	13,29	3,28	6,52
16	3,76	1,63	0,34	10	2,64	0,43	7,87	26,73	3,96	1,45	0,00	77,37	21,50	1,13	22,63	2,29	3,42
17	2,89	3,11	0,57	19	0,97	0,48	4,45	21,95	3,18	1,28	0,00	84,42	8,31	7,27	15,59	3,87	5,42
18	4,38	0,38	0,22	11	3,07	0,70	15,70	27,94	5,90	1,88	0,00	29,61	63,79	6,60	70,39	7,50	0,42
19	3,70	1,84	0,48	25	3,62	1,40	5,02	24,67	3,05	1,41	6,33	82,85	9,74	1,08	10,82	6,93	8,24
20	4,36	0,38	0,29	19	1,47	0,74	9,26	23,32	3,29	1,07	2,93	85,95	11,12	0,00	11,12	8,60	7,99
21	4,38	0,33	0,27	17	1,11	0,62	2,99	21,61	3,08	0,84	0,17	88,46	11,37	0,00	11,37	2,46	7,79
22	4,12	0,83	0,41	27	1,40	0,60	9,36	12,72	4,49	1,94	0,00	61,59	35,29	3,11	38,40	4,41	1,60
23	4,45	0,20	0,26	17	1,54	0,83	10,65	29,42	5,61	1,81	0,00	34,40	60,99	4,60	65,59	5,07	0,52
24	1,96	3,45	0,69	24	1,07	1,71	6,22	25,13	4,18	1,60	0,00	76,98	12,66	10,36	23,02	3,95	3,34
25	4,39	0,33	0,33	24	1,99	0,97	6,22	28,48	4,73	1,96	0,00	68,11	18,23	13,67	31,90	3,16	2,14
26	3,94	1,09	0,40	23	0,79	0,84	5,66	26,13	4,79	2,38	0,00	63,36	17,45	19,19	36,64	3,13	1,73
27	3,00	3,52	0,80	43	0,28	1,43	9,07	34,47	4,29	1,74	0,00	67,48	28,28	4,24	32,52	3,90	2,07
28	4,45	0,18	0,32	25	0,42	1,82	9,00	34,83	3,58	1,55	0,14	82,81	6,82	10,23	17,05	2,72	4,87
29	3,57	2,04	0,53	28	0,41	0,95	11,66	26,19	4,55	2,41	0,35	68,54	14,52	16,59	31,11	2,71	2,21
30	0,72	3,11	0,65	12	0,25	0,89	9,45	27,73	4,98	2,18	0,00	60,12	21,75	18,13	39,88	3,58	1,51
31	1,86	3,70	0,75	28	0,38	0,13	9,87	27,03	4,75	2,24	0,11	59,42	25,94	14,53	40,47	3,97	1,47
32	0,89	3,99	0,83	28	0,52	0,02	5,61	18,96	4,52	2,14	0,00	73,71	11,57	14,72	26,29	0,67	2,80
33	2,67	1,72	0,43	12	0,20	0,46	3,61	36,98	1,23	1,38	0,00	90,63	5,21	4,17	9,37	2,46	9,67
34	0,29	2,30	0,64	14	0,20	0,02	13,15	21,51	5,06	1,85	0,00	40,38	54,30	5,32	59,62	5,38	0,68
35	2,79	2,70	0,47	10	0,22	0,10	4,16	35,78	2,98	1,66	1,21	85,32	8,29	5,18	13,47	2,39	6,43
36	1,72	3,94	0,70	19	0,26	0,28	7,37	30,72	4,20	1,99	0,00	72,21	19,56	8,23	27,79	4,00	2,60

ANEXO 15 – Planilha de dados bióticos e abióticos da Baía de Guaratuba na campanha de verão.

Ponto	AMBI	H'	MAMBI	RIQ	N	P	MO	C	ME	SE	CAS	AR	SI	ARG	FI	CAC	Hid
1	1,56	1,79	0,58	15	0,29	0,45	4,36	23,22	3,27	0,37	0,00	94,78	3,13	2,09	5,22	4,57	18,16
2	1,60	1,12	0,43	7	0,33	0,29	2,54	28,31	2,95	0,63	0,00	95,00	2,00	3,00	5,00	0,47	18,99
3	1,53	0,48	0,40	8	0,39	0,10	0,90	30,64	2,86	0,37	0,00	99,00	1,00	0,00	1,00	3,04	98,70
4	1,64	0,99	0,45	10	0,14	0,51	5,09	27,87	4,81	2,49	0,00	63,43	12,54	24,03	36,57	6,38	1,73
5	2,05	2,11	0,53	11	0,14	0,19	0,90	31,18	2,99	0,33	0,00	99,00	1,00	0,00	1,00	3,80	98,61
6	1,69	2,00	0,54	11	0,23	0,32	4,18	29,37	3,10	0,58	0,00	94,86	2,06	3,09	5,14	4,09	18,45
7	1,41	1,62	0,57	14	1,41	0,46	3,63	23,70	2,76	0,67	0,97	94,00	4,03	1,01	5,04	5,61	18,86
8	1,79	2,24	0,60	15	0,75	1,30	5,63	9,78	5,03	2,19	0,00	57,97	20,50	21,53	42,03	6,95	1,38
9	3,29	2,80	0,51	11	0,23	0,56	3,09	20,48	2,91	0,80	0,00	91,82	5,11	3,07	8,18	4,47	11,22
10	3,00	2,46	0,46	8	0,28	0,38	5,27	23,92	3,10	0,80	3,34	88,51	5,09	3,06	8,15	6,38	11,27
11	2,54	3,03	0,61	14	0,33	0,74	2,72	17,35	3,11	0,42	0,00	96,86	2,10	1,05	3,14	7,04	30,81
12	4,43	0,31	0,30	14	0,37	0,91	3,63	24,33	4,12	1,59	0,00	75,87	12,59	11,54	24,13	4,95	3,14
13	4,44	0,25	0,31	15	0,14	0,36	1,81	9,14	2,94	0,97	0,00	84,81	14,18	1,01	15,19	4,28	5,58
14	3,32	2,57	0,62	21	0,15	0,57	3,45	24,48	2,81	1,02	3,07	90,79	4,09	2,05	6,14	7,90	15,29
15	4,50	1,00	0,19	2	0,22	0,42	2,00	24,34	3,07	0,76	0,00	94,89	2,04	3,06	5,11	3,04	18,58
16	4,49	0,07	0,26	13	0,13	0,19	1,27	24,30	2,60	0,55	3,62	94,38	2,00	0,00	2,00	6,00	48,90
17	4,39	0,36	0,21	7	0,02	1,78	13,81	1,03	5,98	1,82	0,00	24,76	71,77	3,47	75,24	7,71	0,33
18	4,50	0,02	0,30	16	0,48	0,33	3,09	28,07	3,07	0,38	0,00	97,95	2,05	0,00	2,05	4,00	47,78
19	4,42	0,25	0,32	16	0,13	0,76	7,27	24,09	3,19	0,74	1,47	94,38	4,15	0,00	4,15	4,09	23,09
20	0,68	3,32	0,88	25	0,19	0,60	3,81	22,92	3,31	0,36	0,17	94,67	4,13	1,03	5,16	9,71	18,38
21	4,49	0,02	0,34	19	0,15	0,43	2,54	21,68	3,25	1,18	0,00	86,56	6,20	7,24	13,44	3,42	6,44
22	4,50	0,02	0,26	13	0,54	0,51	2,00	22,46	3,19	0,38	0,00	95,86	3,10	1,03	4,14	3,52	23,18
23	0,82	2,13	0,56	8	0,00	0,74	3,45	14,75	3,42	0,97	0,41	84,85	13,69	1,05	14,74	2,19	5,78
24	4,41	0,32	0,42	23	0,29	0,70	3,81	12,75	4,09	1,51	0,00	78,34	16,50	5,16	21,66	3,71	3,62
25	1,86	3,02	0,58	9	0,47	2,28	11,45	11,30	5,01	1,69	0,00	38,96	55,95	5,09	61,04	5,90	0,64
26	1,98	3,88	0,78	20	1,72	1,46	8,72	25,33	4,89	2,17	0,00	62,84	19,11	18,05	37,16	5,52	1,69
27	2,88	1,74	0,50	15	0,69	0,90	5,27	41,08	3,40	0,90	0,00	87,57	8,29	4,14	12,43	5,23	7,04
28	2,38	3,80	0,88	30	2,04	0,88	4,72	41,91	3,37	1,01	0,00	84,18	15,82	0,00	15,82	4,47	5,32
29	0,44	2,87	0,65	9	0,24	1,40	9,27	34,00	5,12	1,81	0,00	45,20	49,53	5,27	54,80	10,57	0,82
30	0,90	2,99	0,72	16	1,64	0,77	9,09	24,98	4,30	1,58	0,55	63,49	35,95	0,00	35,95	8,66	1,78
31	3,38	3,13	0,60	17	0,14	5,57	4,90	36,54	3,14	1,14	0,00	90,79	4,10	5,12	9,21	4,95	9,85
32	0,71	3,64	0,81	18	1,22	1,17	3,27	15,25	3,23	0,58	0,00	92,69	4,17	3,13	7,31	2,76	12,69
33	1,71	3,87	0,76	17	1,76	1,30	10,54	18,24	5,00	1,51	0,00	44,24	51,71	4,06	55,77	7,33	0,79
34	1,29	2,33	0,59	11	1,29	1,77	11,81	10,05	5,25	1,76	0,00	36,09	61,85	2,06	63,91	6,09	0,56
35	2,04	2,14	0,62	18	1,49	1,07	3,09	16,45	1,93	1,95	0,38	89,15	6,29	4,19	10,48	3,71	8,55
36	0,69	2,72	0,64	10	2,61	1,91	14,72	8,72	5,80	1,89	0,00	26,17	64,34	9,49	73,83	6,00	0,35

ANEXO 16 – Planilha de dados bióticos e abióticos da Baía da Babitonga na campanha de inverno.

Ponto	AMBI	H'	MAMBI	RIQ	N	P	MO	C	ME	SE	CAS	AR	SI	ARG	FI	CAC	Hid
1	2,98	0,08	0,24	11	3,14	2,21	2,90	24,54	1,53	0,84	2,01	95,99	0,00	2,00	2,00	7,92	49,00
2	2,60	2,13	0,53	27	9,20	4,42	3,70	25,55	1,36	1,39	1,99	91,84	2,06	4,12	6,17	10,97	15,20
3	0,85	2,90	0,60	15	8,76	1,67	1,68	32,00	1,99	0,45	0,00	95,99	2,01	2,01	4,01	10,59	23,94
4	1,27	3,79	0,72	25	6,31	0,80	1,21	30,72	2,87	1,25	1,55	89,37	5,05	4,04	9,09	3,82	10,00
5	2,15	3,96	0,84	47	6,61	1,05	5,83	34,17	1,65	1,05	7,46	88,46	2,04	2,04	4,08	8,24	23,51
6	2,75	4,08	0,70	30	11,16	4,37	4,17	3,32	1,55	1,28	4,48	91,49	1,01	3,02	4,03	8,95	23,82
7	0,84	2,68	0,59	16	10,07	2,76	3,44	21,87	2,55	0,34	0,00	98,00	1,00	1,00	2,00	6,17	48,90
8	0,94	2,84	0,63	20	18,15	8,52	1,17	11,06	2,84	0,41	0,00	96,00	2,00	2,00	4,00	4,57	23,98
9	2,48	3,21	0,52	12	18,29	12,17	14,47	25,64	6,72	1,44	0,00	5,57	85,39	9,04	94,43	12,27	0,06
10	2,30	4,32	0,81	40	6,08	3,54	5,71	24,43	1,94	1,32	3,16	91,78	1,01	4,05	5,06	10,57	18,77
11	2,03	3,65	0,62	18	2,62	1,58	1,37	25,33	2,44	1,19	0,72	88,92	3,11	7,25	10,36	2,67	8,65
12	2,56	4,16	0,73	32	9,66	7,84	2,44	24,78	2,89	0,31	0,42	95,52	3,05	1,02	4,06	4,93	23,61
13	3,33	3,13	0,53	20	19,32	6,85	12,80	38,19	5,04	2,82	4,11	68,87	16,63	10,39	27,02	8,59	2,70
14	4,24	2,77	0,51	29	5,55	2,79	14,57	23,46	6,87	1,09	0,05	91,73	3,08	5,14	8,22	11,90	11,17
15	4,66	1,85	0,34	18	7,66	6,54	10,20	41,75	5,24	1,93	0,00	66,29	30,64	3,06	33,70	9,46	1,97
16	3,25	3,42	0,57	23	13,70	4,19	8,85	44,23	4,10	2,22	11,71	77,52	6,46	4,31	10,77	11,17	8,29
17	0,86	3,71	0,85	42	8,86	8,24	5,25	15,75	1,02	2,47	13,48	71,35	8,09	7,08	15,17	15,28	5,59
18	2,40	3,71	0,61	18	11,92	3,18	6,22	25,04	6,06	2,32	0,00	58,20	24,04	17,77	41,81	10,83	1,39
19	4,29	2,04	0,31	9	14,81	3,02	15,72	26,25	6,88	2,81	4,11	59,26	19,39	17,24	36,63	12,78	1,73
20	2,24	4,21	0,87	50	10,22	3,56	8,49	14,60	2,52	1,68	33,24	58,62	6,11	2,04	8,15	10,90	11,28
21	0,83	4,12	0,78	27	10,49	4,62	7,03	19,46	4,25	0,80	0,06	98,93	1,01	0,00	1,01	11,34	97,91
22	1,81	3,38	0,58	14	16,34	5,73	16,52	8,14	6,78	1,85	0,00	23,77	71,01	5,22	76,23	14,77	0,31
23	2,63	3,68	0,61	21	13,29	5,50	23,91	22,85	0,87	3,07	11,03	45,00	40,90	3,07	43,97	18,68	1,27
24	3,18	3,12	0,49	14	9,31	11,84	12,98	4,95	6,09	1,54	0,00	10,37	80,36	9,27	89,63	12,23	0,12
25	4,26	1,83	0,30	9	15,48	8,17	8,60	32,38	5,51	2,44	0,00	42,84	31,18	25,98	57,16	8,77	0,75
26	2,27	3,84	0,62	18	12,42	6,39	7,29	32,88	4,37	2,25	0,00	69,23	16,48	14,29	30,77	6,69	2,25
27	0,30	1,95	0,49	6	8,49	2,78	2,97	28,62	1,36	1,22	6,96	89,93	2,08	1,04	3,12	7,55	31,09
28	3,00	2,00	0,34	4	12,71	6,75	9,81	29,01	4,58	1,97	0,00	59,55	37,33	3,11	40,44	8,57	1,47
29	1,39	3,88	0,74	28	7,91	2,49	3,45	27,53	1,26	1,11	4,79	92,20	3,01	0,00	3,01	7,04	32,27
30	1,50	1,50	0,38	3	8,10	2,27	2,54	27,02	0,82	0,97	4,03	94,97	1,00	0,00	1,00	8,66	99,13
32	Missing data																
31	0,22	2,12	0,57	15	18,60	9,85	11,84	30,04	5,25	2,57	4,30	35,82	57,74	2,14	59,88	19,17	0,67
33	2,63	2,00	0,36	4	8,98	3,57	5,74	24,67	1,71	0,79	3,85	92,12	2,02	2,02	4,03	11,70	23,80
34	0,98	3,12	0,66	21	8,08	3,07	2,72	26,87	2,11	0,65	0,23	96,67	1,03	2,07	3,10	6,85	31,28
35	2,39	2,81	0,47	9	13,56	6,39	5,81	32,55	4,28	2,24	0,00	53,95	42,98	3,07	46,05	6,66	1,17
36	0,45	2,66	0,58	11	12,65	6,11	5,09	34,19	4,00	2,23	0,00	72,18	15,46	12,37	27,83	6,95	2,59



ANEXO 17 – Planilha de dados bióticos e abióticos da Baía da Babitonga na campanha de verão.

Ponto	AMBI	H'	MAMBI	RIQ	N	P	MO	C	ME	SE	CAS	AR	SI	ARG	FI	CAC	Hid
1	1,09	3,2	0,63	14	12	6,3	1,34	13,8	1,1	1	0,47	94,5	3	2	5	6,26	18,99
2	1,58	3,5	0,64	18	6,7	3,4	3,38	37	1,1	2,3	12,1	73,9	5,99	7,99	14	10,9	6,16
3	0,7	2,3	0,58	11	4,9	1,1	0,58	28,4	2	0,3	0	99	0	1,02	1,02	1,08	97,13
4	2	3,4	0,56	12	13	1	0,19	27,9	1,8	0,4	0	98	0	2,01	2,01	2,57	48,73
5	1,1	3,4	0,73	29	2,9	0,7	1,35	29,4	2	0,9	1,31	95,7	0	2,99	2,99	5,4	32,44
6	1,41	5,1	0,9	44	9	2,4	4,19	46,7	2,6	2,7	7,13	74,5	10,2	8,16	18,4	5,14	4,45
7	2,04	3,5	0,58	14	6,9	3,3	0,94	47,3	2,5	0,6	0	94	4	2	6,01	3,02	15,65
8	1,31	4,2	0,76	28	2,9	2	0,37	44,1	2,7	0,4	0,27	97,7	2	0	2	1,84	49,05
9	1,12	4,3	0,82	36	9,2	4,2	1,33	44,8	1,4	2,2	6,32	85,5	2,05	6,14	8,18	8,23	11,22
10	0,72	4,4	0,84	32	7,4	1,7	2,73	26,5	1,7	2	3,61	89,3	2,02	5,05	7,07	4,7	13,15
11	1,9	3,9	0,67	24	2,9	1,6	1,67	24,9	3,1	1,6	0,08	83	6,98	9,97	17	2,85	4,9
12	2,37	4,4	0,74	36	5,3	2,1	1,93	38,9	2,9	0,9	0	93	3,02	4,02	7,04	2,07	13,21
13	1,84	2,8	0,53	10	13	4,1	6,22	44,2	4,9	2,4	0	56,1	16,7	27,2	43,9	5,33	1,28
14	2,21	3,6	0,57	13	20	7,7	11,2	31	6,9	1,9	0	10,5	52,2	37,3	89,5	6,79	0,12
15	1,64	3,9	0,75	34	20	7,7	3,75	50,2	3,1	3,1	37,3	24,8	34,9	2,99	37,9	12,1	1,64
16	1,44	3,7	0,65	16	12	4,8	3,06	44,9	3	2,1	0,29	73,2	18,4	8,17	26,6	5,47	2,77
17	1	3,2	0,68	21	8,6	6,1	4,25	43,1	2,6	2,7	5,4	76,2	9,18	9,18	18,4	12,9	4,45
18	1,2	3,2	0,6	11	14	5,6	8,52	41,9	5,2	1,9	0,25	35,1	58,4	6,26	64,7	6,63	0,55
19	1,37	4,4	0,77	29	14	8,6	5,47	41,1	3,3	3,2	28,2	20,8	44,8	6,25	51	12	0,96
20	0,59	2,7	0,77	36	23	5,7	3,67	39	2,2	3,3	46,2	29	9,94	14,9	24,9	13,2	3,02
21	1,13	3,3	0,62	11	14	5	4,78	42,1	4	2,6	0,64	64,7	29,6	5,11	34,7	8,12	1,88
22	0,86	1,5	0,48	3	25	11	9,28	27	6,7	1,4	0,06	9,07	85,7	5,22	90,9	6,96	0,1
23	0,98	3,5	0,65	13	19	6,5	10,2	14,1	6,8	1,9	0	14,5	44,4	41,2	85,5	4,13	0,17
24	1,5	2,9	0,55	8	24	8,1	8,73	34,3	5,9	2,1	0	25	67,6	7,4	75	5,26	0,33
25	2,1	3,2	0,53	10	16	4,1	3,9	40	4,3	2,4	0	69,2	15,9	14,9	30,8	2,33	2,25
26	1,82	3,2	0,55	10	19	4,4	2,88	44,2	2,3	1,6	4,45	89,4	1,03	5,13	6,16	7,54	15,23
27	0,75	3,5	0,68	15	20	13	4,43	25,5	3,8	3,3	9,39	43,2	39,2	8,25	47,4	8,1	1,11
28	1,35	2,5	0,52	6	20	7,8	8,86	34,4	6,1	1,9	0	20,4	73,3	6,37	79,7	4,72	0,26
29	1,03	4	0,74	24	14	3,2	2,32	14,9	1,6	2,1	7,31	82,7	4,01	6,01	10	6,09	8,98
30	Missing data																
31	0	1,6	0,55	3	11	13	4,92	24	5,6	2,5	0,46	43,8	22,7	33	55,7	5,56	0,79
32	Missing data																
33	1,23	3,7	0,7	22	7,8	3,2	9,01	25,9	5,1	2,4	0,48	19,3	70,8	9,38	80,2	2,14	0,25
34	1,83	3,8	0,62	15	9,8	5,6	5,66	13,9	4,4	2,6	0	64,5	12,2	23,3	35,5	3,04	1,82
35	1,5	2,6	0,52	6	8,8	14	11,4	21,9	7,4	1,7	0	9,83	29,7	60,5	90,2	2,76	0,11
36	Missing data																

ANEXO 18 – Planilhas com “*Output*” dos dados gerados no software AMBI com o percentual de participação dos grupos ecológicos em cada ponto, os correspondentes valores de AMBI, M-AMBI, Riqueza e Diversidade de Shannon, a classificação com o grau de distúrbio ambiental e a porcentagem de organismos que ficaram sem atribuição na amostra.

## ANEXO 18.1 - Baía de Trapandé – Campanha de inverno.

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	AMBI	M-AMBI	Disturbance Class.	Richness	Diversity	Not assigned (%)
1	32,9	25	31,6	3,9	6,6	1,895	0,76396	Slightly disturbed	30	4,24	30,3
2	57,5	14,2	11,8	9,4	7,1	1,417	0,77569	Slightly disturbed	30	4,02	2,3
3	24,8	39,2	10,5	11,8	13,7	2,255	0,83954	Slightly disturbed	41	4,6	9,5
4	33,3	22,2	33,3	3,7	7,4	1,944	0,66512	Slightly disturbed	18	3,99	3,6
5	22,7	36,4	20,5	6,3	14,2	2,293	0,80695	Slightly disturbed	41	4,2	23,8
6	92,5	5	2,5	0	0	0,15	0,55171	Undisturbed	9	1,84	0
7	9,9	58	9,9	20,6	1,5	2,187	0,57536	Slightly disturbed	21	2,76	0,8
8	46,7	20	13,3	13,3	6,7	1,7	0,52389	Slightly disturbed	8	2,79	0
9	1,6	17,2	1,6	79,7	0	3,891	0,29988	Moderately disturbed	10	1,42	1,5
10	69,8	11,9	2,5	14,5	1,3	0,981	0,68967	Undisturbed	23	3,13	0
11	19,1	12,5	63,2	1,5	3,7	2,371	0,50567	Slightly disturbed	18	2,24	0
12	48,8	36,6	7,3	7,3	0	1,098	0,65247	Undisturbed	15	3,41	4,7
13	39,8	32,7	15,9	9,7	1,8	1,513	0,8917	Slightly disturbed	40	4,78	6,6
14	41,3	28,3	2,2	23,9	4,3	1,826	0,62754	Slightly disturbed	16	3,58	6,1
15	48,7	19,6	17,1	9,5	5,1	1,538	0,87418	Slightly disturbed	40	4,57	9,7
16	34,1	31,7	22	4,9	7,3	1,793	0,75566	Slightly disturbed	26	4,39	14,6
17	40,4	40,4	10,6	4,3	4,3	1,372	0,70905	Slightly disturbed	27	3,36	46
18	34,3	14,3	22,9	8,6	20	2,486	0,56711	Slightly disturbed	14	3,47	0
19	21,4	46,4	3,6	28,6	0	2,089	0,6563	Slightly disturbed	18	3,99	9,7
20	41,7	32,4	16,5	5,8	3,6	1,457	0,90867	Slightly disturbed	44	4,62	6,7
21	46,4	26,8	14,3	7,1	5,4	1,473	0,72635	Slightly disturbed	28	3,58	41,1
22	43,6	38,5	7,7	5,1	5,1	1,346	0,64189	Slightly disturbed	18	3,22	43,5
23	30,2	11,1	42,9	6,3	9,5	2,31	0,76027	Slightly disturbed	35	4,1	3,8
24	43,2	40,9	6,8	6,8	2,3	1,261	0,66318	Slightly disturbed	19	3,34	24,1
25	38,9	20,8	13,9	25	1,4	1,938	0,66855	Slightly disturbed	26	3,36	41
26	40	36	0	24	0	1,62	0,61825	Slightly disturbed	14	3,46	0
27	0	0	0	0	0	7	-0,06041	Extremely disturbed	0	0	0
28	29,6	22,2	14,8	25,9	7,4	2,389	0,54501	Slightly disturbed	12	3,28	12,9
29	23,4	21,9	14,1	35,9	4,7	2,648	0,47087	Slightly disturbed	24	1,5	80,9
30	26,3	36,8	31,6	5,3	0	1,737	0,59314	Slightly disturbed	12	3,39	13,6
31	10,7	25	53,6	10,7	0	2,464	0,57337	Slightly disturbed	16	3,37	6,7
32	5,5	62,7	18,4	10,6	2,8	2,136	0,63346	Slightly disturbed	28	2,89	15,2
33	55,2	17,2	17,2	0	10,3	1,397	0,71653	Slightly disturbed	20	4,07	6,5
34	50	50	0	0	0	0,75	0,55283	Undisturbed	6	2,58	66,7
35	36,4	60,6	0	0	3	1,091	0,5135	Undisturbed	7	2,26	0
36	32,2	18,6	25,4	16,9	6,8	2,212	0,58616	Slightly disturbed	15	3,42	6,3

## ANEXO 18.2 - Baía de Trapandé – Campanha de verão.

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	AMBI	M-AMBI	Disturbance Class.	Richness	Diversity	Not assigned (%)
1	31,3	43,8	6,3	18,8	0	1,688	0,61003	Slightly disturbed	13	3,63	0
2	32,1	21,4	32,1	10,7	3,6	1,982	0,67392	Slightly disturbed	19	4,11	0
3	43,5	32,3	8,1	16,1	0	1,452	0,59123	Slightly disturbed	13	3,15	1,6
4	30	40	20	10	0	1,65	0,4969	Slightly disturbed	7	2,65	0
5	37,3	19,4	23,9	13,4	6	1,97	0,77474	Slightly disturbed	29	4,4	8,2
6	42,4	51,5	3	3	0	1	0,64485	Undisturbed	14	3,42	2,9
7	28,3	35,4	22,2	6,1	8,1	1,955	0,93027	Slightly disturbed	43	5,02	12,4
8	66,7	0	0	33,3	0	1,5	0,34686	Slightly disturbed	2	0,92	0
9	38,5	38,5	7,7	15,4	0	1,5	0,5704	Slightly disturbed	10	3,24	7,1
10	59,3	20,9	10,5	8,1	1,2	1,064	0,8633	Undisturbed	32	4,56	9,5
11	26,6	15,6	29,7	3,1	25	2,766	0,57392	Slightly disturbed	20	3,22	0
12	20	48,6	20	11,4	0	1,843	0,6141	Slightly disturbed	15	3,59	2,8
13	50	16	20	0	14	1,68	0,71835	Slightly disturbed	22	4,15	2
14	30,4	16,8	21,7	15,5	15,5	2,534	0,72242	Slightly disturbed	31	3,9	2,4
15	32,2	9,2	25,3	8	25,3	2,776	0,59516	Slightly disturbed	21	3,42	0
16	38,6	52,9	5,7	2,9	0	1,093	0,70501	Undisturbed	20	3,68	0
17	0,4	0,4	0	99,1	0	4,468	0,16659	Moderately disturbed	8	0,17	0,7
18	44,6	16,2	18,2	12,2	8,8	1,865	0,77782	Slightly disturbed	30	4,24	1,3
19	45,1	5,9	20,6	11,8	16,7	2,235	0,73877	Slightly disturbed	29	4,11	1,9
20	45,6	19,3	17,5	3,5	14	1,816	0,68993	Slightly disturbed	22	3,85	1,7
21	53,6	33,3	11,9	1,2	0	0,911	0,70428	Undisturbed	20	3,51	17,6
22	55,9	25	13,2	5,9	0	1,037	0,80942	Undisturbed	27	4,33	5,6
23	28,3	23,9	21,7	23,9	2,2	2,217	0,66087	Slightly disturbed	20	4,01	6,1
24	72,2	11,1	11,1	3,7	1,9	0,778	0,62049	Undisturbed	17	2,53	5,3
25	47,4	52,6	0	0	0	0,789	0,53367	Undisturbed	7	2,44	0
26	34,4	13,1	27	12,3	13,1	2,348	0,74768	Slightly disturbed	30	4,22	1,6
27	0	0	0	0	0	7	-0,05948	Extremely disturbed	0	0	0
28	0	0	0	100	0	4,5	0,17405	Moderately disturbed	2	1	0
29	30,8	38,5	26,9	3,8	0	1,558	0,62938	Slightly disturbed	15	3,56	0
30	50	12,5	33,3	0	4,2	1,438	0,50734	Slightly disturbed	9	2,38	0
31	25,8	25,8	19,4	6,5	22,6	2,613	0,60572	Slightly disturbed	18	3,78	20,5
32	21,6	43,1	19,6	13,7	2	1,971	0,6284	Slightly disturbed	17	3,67	0
33	10,3	51,3	10,3	28,2	0	2,346	0,57867	Slightly disturbed	15	3,51	2,5
34	33,3	33,3	0	33,3	0	2	0,40759	Slightly disturbed	4	2	25
35	0	0	100	0	0	3	0,18643	Slightly disturbed	1	0	0
36	7,7	27,3	23,8	33,6	7,7	3,094	0,60624	Slightly disturbed	21	3,86	15,9

## ANEXO 18.3 - Baía das Laranjeiras – Campanha de inverno.

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	AMBI	M-AMBI	Disturbance Class.	Richness	Diversity	Not assigned (%)
1	16,7	83,3	0	0	0	1,313	0,45839	Slightly disturbed	6	2,03	53,8
2	88,2	5,9	2,9	0	2,9	0,348	0,62035	Undisturbed	12	2,75	12,8
3	29,7	8,1	13,5	8,1	40,5	2,932	0,56111	Slightly disturbed	16	3,2	0
4	18,8	48,4	18,8	3,1	10,9	1,861	0,66031	Slightly disturbed	18	3,52	1,5
5	27,3	27,3	18,2	9,1	18,2	2,525	0,50894	Slightly disturbed	9	3,08	8,3
6	71,4	28,6	0	0	0	0,375	0,5456	Undisturbed	6	2,52	0
7	50	21,9	7,3	6,3	14,6	2,219	0,77164	Slightly disturbed	30	3,78	5
8	39,5	31,6	21,1	7,9	0	1,432	0,74405	Slightly disturbed	20	4,06	0
9	15,8	10,5	10,5	42,1	21,1	4,015	0,42167	Moderately disturbed	9	2,95	0
10	48,6	21,6	8,1	5,4	16,2	1,761	0,55252	Slightly disturbed	10	3,03	0
11	61,3	26,3	7,5	0	5	0,919	0,77074	Undisturbed	23	3,73	0
12	30,4	69,6	0	0	0	4,022	0,39819	Moderately disturbed	9	2,66	0
13	38,5	46,2	11,5	0	3,8	1,125	0,62684	Undisturbed	13	3,21	0
14	48,4	12,9	12,9	16,1	9,7	4,444	0,54223	Moderately disturbed	17	3,8	3,1
15	51	24	9,6	11,5	3,8	1,395	0,74274	Slightly disturbed	23	3,69	0
16	81,7	10,3	4,9	1,3	1,8	0,469	0,81877	Undisturbed	31	3,14	3,4
17	28,6	45,7	11,4	5,7	8,6	1,506	0,61942	Slightly disturbed	14	3,25	0
18	45,5	9,1	27,3	18,2	0	1,083	0,52373	Undisturbed	7	2,58	8,3
19	32,1	39,3	14,3	7,1	7,1	1,826	0,74134	Slightly disturbed	22	4,05	0
20	39,8	47,8	3,2	2,7	6,5	1,233	0,82969	Slightly disturbed	30	3,87	2,6
21	4,5	86,4	9,1	0	0	1,75	0,41434	Slightly disturbed	7	1,65	4,3
22	90	0	10	0	0	0,5	0,42668	Undisturbed	4	1,36	0
23	82,8	10,9	4,7	1,6	0	0,197	0,52967	Undisturbed	11	1,65	5,9
24	39,5	35,2	8,2	2,5	14,6	1,515	0,83527	Slightly disturbed	31	4,01	3,4
25	0	0	0	100	0	5,75	0,021848	Heavily disturbed	1	0	0
26	35,3	51	0	3,9	9,8	1,518	0,61242	Slightly disturbed	14	3,17	3,8
27	39,1	8,7	13	26,1	13	2,432	0,53883	Slightly disturbed	11	3,17	0
28	39,7	27,8	28,6	3,2	0,8	1,352	0,77293	Slightly disturbed	26	3,69	0,8
29	49,4	25,8	15,7	5,6	3,4	1,3	0,84843	Slightly disturbed	30	4,15	7,3
30	25,9	73,4	0,4	0	0,4	4,066	0,54187	Moderately disturbed	24	2,78	6,9
31	48,8	17,4	5,8	23,3	4,7	1,723	0,74747	Slightly disturbed	26	3,61	4,4
32	43,9	35	10,6	4,1	6,5	1,572	0,92071	Slightly disturbed	36	4,53	0
33	34,3	11,4	4,3	47,1	2,9	2,052	0,59609	Slightly disturbed	20	2,63	4,1
34	99,7	0,3	0	0	0	0,005	0,357	Undisturbed	5	0,07	0,1
35	11,1	44,4	11,1	22,2	11,1	2,75	0,45015	Slightly disturbed	7	2,73	0
36	0	50	0	50	0	2,9	0,40861	Slightly disturbed	6	2,42	11,1

## ANEXO 18.4 - Baía das Laranjeiras – Campanha de verão.

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	AMBI	M-AMBI	Disturbance Class.	Richness	Diversity	Not assigned (%)
1	40	30	0	0	30	1,938	0,53551	Slightly disturbed	7	2,65	0
2	90	0	10	0	0	0,25	0,5467	Undisturbed	3	1,36	0
3	49,8	19,9	28	1,1	1,1	0,881	0,8014	Undisturbed	30	3,25	10,3
4	64,5	19,2	8,4	5,4	2,5	1,063	0,93027	Undisturbed	43	4,12	3,3
5	33,3	16,7	33,3	0	16,7	1,95	0,49423	Slightly disturbed	5	2,25	0
6	25	25	25	0	25	2,625	0,41953	Slightly disturbed	4	2	0
7	29,7	27	12,4	4,3	26,5	2,534	0,80968	Slightly disturbed	40	4,24	7,5
8	20,6	62,1	14,1	2,2	1	1,51	0,7694	Slightly disturbed	32	3,29	3,1
9	47,1	35,3	0	5,9	11,8	3,609	0,44824	Moderately disturbed	9	3,01	0
10	100	0	0	0	0	3,5	0,27081	Moderately disturbed	2	1	0
11	27	45,9	16,2	10,8	0	1,693	0,71665	Slightly disturbed	18	3,98	0
12	41,1	32,9	8,2	13,7	4,1	1,586	0,77516	Slightly disturbed	24	4,16	1,4
13	30	30	10	20	10	2,438	0,50326	Slightly disturbed	7	2,72	0
14	36,4	27,3	27,3	9,1	0	1,607	0,60451	Slightly disturbed	9	3,1	0
15	9,4	46,9	18,8	18,8	6,3	2,477	0,60869	Slightly disturbed	15	3,55	0
16	13,4	74,8	6,3	4,7	0,8	1,573	0,73832	Slightly disturbed	29	3,18	0
17	34,4	31,3	3,1	18,8	12,5	2,135	0,68156	Slightly disturbed	18	3,95	0
18	61,5	15,4	7,7	15,4	0	0,989	0,66733	Undisturbed	10	3,24	0
19	16,7	56,4	16,7	7,1	3,2	1,853	0,79275	Slightly disturbed	31	4,07	0,6
20	28,6	28,6	7,1	28,6	7,1	2,469	0,53116	Slightly disturbed	9	2,97	6,7
21	44,4	18,5	3,7	18,5	14,8	1,769	0,59315	Slightly disturbed	11	2,93	0
22	37,5	4,2	20,8	16,7	20,8	2,527	0,57359	Slightly disturbed	12	3,37	0
23	28,6	26,5	32,7	7,1	5,1	1,978	0,7364	Slightly disturbed	26	3,85	0
24	20,5	31,5	39,7	4,1	4,1	2,107	0,70545	Slightly disturbed	23	3,82	0
25	26,7	13,3	6,7	33,3	20	2,917	0,49605	Slightly disturbed	9	2,95	6,3
26	45,5	9,1	18,2	18,2	9,1	2	0,53685	Slightly disturbed	7	2,73	0
27	29,8	38,5	28	0,9	2,8	1,621	0,69638	Slightly disturbed	23	3,17	0
28	13,6	36,4	50	0	0	2,063	0,53196	Slightly disturbed	9	2,55	0
29	100	0	0	0	0	3,5	0,19411	Moderately disturbed	1	0	0
30	16,6	67,4	9,8	5,9	0,2	1,586	0,79956	Slightly disturbed	37	3,35	1,8
31	84,9	5,4	8,2	1	0,4	0,452	0,71201	Undisturbed	31	1,43	0,1
32	21,1	36,8	36,8	0	5,3	2,048	0,66046	Slightly disturbed	15	3,83	0
33	44,2	18,6	37,2	0	0	1,389	0,6267	Slightly disturbed	11	3	0
34	9,3	82,4	6,7	1,2	0,4	1,518	0,64472	Slightly disturbed	29	1,79	0,6
35	72,6	13,3	12,5	1,6	0	0,64	0,75359	Undisturbed	29	2,4	0,3
36	60	20	20	0	0	0,563	0,569	Undisturbed	4	1,92	0

## ANEXO 18.5 - Baía de Guaratuba – Campanha de inverno.

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	AMBI	M-AMBI	Disturbance Class.	Richness	Diversity	Not assigned (%)
1	18,2	6,5	3,5	71,8	0	3,434	0,39777	Moderately disturbed	11	2,08	24,1
2	8,2	3,8	12,2	75,7	0	3,832	0,42428	Moderately disturbed	19	1,84	3,2
3	42,3	38,5	0	19,2	0	1,442	0,50704	Slightly disturbed	7	2,33	16,1
4	28,1	7,9	3	61,1	0	2,956	0,41911	Slightly disturbed	12	1,82	0
5	19,7	27,3	21,2	31,8	0	2,477	0,6048	Slightly disturbed	16	3,61	2,9
6	9	14,1	12,8	64,1	0	3,481	0,49316	Moderately disturbed	16	2,9	4,9
7	31,3	13,6	6,8	48,3	0	2,582	0,53659	Slightly disturbed	17	2,58	10,7
8	25,7	9,9	5,9	57,4	1	2,97	0,44542	Slightly disturbed	12	2,22	1
9	4,5	5,6	0	90	0	4,132	0,27293	Moderately disturbed	11	0,89	0
10	1,5	2,5	0,5	95,5	0	4,35	0,24161	Moderately disturbed	12	0,51	0
11	4,9	7,4	2,3	85,4	0	4,023	0,33601	Moderately disturbed	15	1,22	1,4
12	9	9,4	1,6	79,7	0,4	3,797	0,36418	Moderately disturbed	15	1,42	0,4
13	0,2	2,7	0,2	96,7	0,1	4,406	0,23721	Moderately disturbed	13	0,37	0
14	0,6	1,3	0	98,1	0	4,432	0,19203	Moderately disturbed	9	0,23	0
15	0,1	0,8	0,1	98,9	0,1	4,47	0,24286	Moderately disturbed	16	0,13	0
16	5,5	11	11	72,6	0	3,76	0,33816	Moderately disturbed	10	1,63	0
17	18,5	24,7	4,9	49,4	2,5	2,889	0,5706	Slightly disturbed	19	3,11	6,9
18	1,3	1,6	1,1	96,1	0	4,378	0,22286	Moderately disturbed	11	0,38	0,3
19	12,8	6,2	3,1	77,5	0,3	3,696	0,4847	Moderately disturbed	25	1,84	2
20	2,5	0,9	0,1	96,4	0,1	4,358	0,29205	Moderately disturbed	19	0,38	0,1
21	1,8	1,1	0,4	96,6	0,1	4,38	0,27052	Moderately disturbed	17	0,33	0,1
22	8	0,6	0,3	91	0,1	4,118	0,40648	Moderately disturbed	27	0,83	1,4
23	0,6	0,7	0,3	98,3	0,1	4,448	0,25736	Moderately disturbed	17	0,2	0,1
24	50	5,7	8,2	35,6	0,5	1,964	0,69471	Slightly disturbed	24	3,45	1
25	1,4	1,5	0,1	97	0	4,391	0,32936	Moderately disturbed	24	0,33	0,1
26	10,9	1,7	1,2	86,2	0	3,939	0,40128	Moderately disturbed	23	1,09	0
27	16,5	20,3	14,1	45,3	3,8	2,996	0,79609	Slightly disturbed	43	3,52	0,3
28	0,8	0,3	0,3	98,6	0	4,451	0,3238	Moderately disturbed	25	0,18	0
29	15,8	6,1	3	74,4	0,7	3,571	0,53126	Moderately disturbed	28	2,04	2,6
30	60	36	0	4	0	0,72	0,64861	Undisturbed	12	3,11	3,8
31	43,5	19	7,6	29,9	0	1,859	0,75241	Slightly disturbed	28	3,7	1,1
32	67,7	14,6	8,5	9,1	0	0,887	0,83392	Undisturbed	28	3,99	3
33	37,5	15,6	9,4	6,3	31,3	2,672	0,43016	Slightly disturbed	12	1,72	71,7
34	86,3	10,8	1	1	1	0,294	0,6375	Undisturbed	14	2,3	11,3
35	44,8	10,3	0	3,4	41,4	2,793	0,4722	Slightly disturbed	10	2,7	27,5
36	47,9	8,3	29,2	10,4	4,2	1,719	0,70079	Slightly disturbed	19	3,94	0

## ANEXO 18.6 - Baía de Guaratuba – Campanha de verão.

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	AMBI	M-AMBI	Disturbance Class.	Richness	Diversity	Not assigned (%)
1	12,3	74,4	10,9	2,4	0,1	1,555	0,58449	Slightly disturbed	15	1,79	7,8
2	7,9	84,3	1,2	6,6	0	1,597	0,42729	Slightly disturbed	7	1,12	1
3	0,7	97,1	1,6	0,7	0	1,534	0,39664	Slightly disturbed	8	0,48	0
4	1,4	92,7	1,4	4,5	0	1,636	0,45496	Slightly disturbed	10	0,99	1,7
5	3,7	65,9	20,7	9,8	0	2,049	0,52667	Slightly disturbed	11	2,11	0
6	6,8	81,6	3,9	7,8	0	1,689	0,53925	Slightly disturbed	11	2	0
7	11,7	84,6	2	1,7	0	1,406	0,56726	Slightly disturbed	14	1,62	6,9
8	9,3	66,8	19,4	4,3	0,3	1,791	0,60408	Slightly disturbed	15	2,24	0,3
9	7,5	17,9	22,4	52,2	0	3,291	0,50715	Slightly disturbed	11	2,8	2,9
10	3	24,2	42,4	30,3	0	3	0,45892	Slightly disturbed	8	2,46	0
11	13,7	28,3	33	24,9	0	2,536	0,60675	Slightly disturbed	14	3,03	2,9
12	0,1	0,9	2,8	96,2	0	4,425	0,29702	Moderately disturbed	14	0,31	0
13	0,5	0,7	1,5	97,3	0,1	4,435	0,30567	Moderately disturbed	15	0,25	0
14	15,5	8,8	16,7	56,9	2,1	3,32	0,62003	Moderately disturbed	21	2,57	0
15	0	0	0	100	0	4,5	0,18614	Moderately disturbed	2	1	50
16	0,1	0,1	0,4	99,4	0	4,486	0,2629	Moderately disturbed	13	0,07	0
17	2,4	0	0	97,6	0	4,391	0,2108	Moderately disturbed	7	0,36	0,6
18	0,1	0	0	99,9	0	4,496	0,2984	Moderately disturbed	16	0,02	0
19	1,1	0,8	0,3	97,6	0,1	4,422	0,31957	Moderately disturbed	16	0,25	0
20	73,1	12,3	11,4	2,5	0,7	0,681	0,87874	Undisturbed	25	3,32	3,3
21	0,1	0,1	0	99,8	0	4,494	0,33809	Moderately disturbed	19	0,02	0
22	0,1	0	0	99,9	0	4,496	0,25884	Moderately disturbed	13	0,02	0
23	75,5	7,5	3,8	13,2	0	0,821	0,55934	Undisturbed	8	2,13	1,9
24	1,5	0,7	0,2	97,1	0,5	4,414	0,41737	Moderately disturbed	23	0,32	0
25	38,1	23,8	14,3	23,8	0	1,857	0,57914	Slightly disturbed	9	3,02	0
26	43,5	9,7	21	22,6	3,2	1,984	0,78029	Slightly disturbed	20	3,88	0
27	5,7	8,9	77,1	4,7	3,6	2,875	0,5047	Slightly disturbed	15	1,74	1,5
28	24,1	18,8	31,3	25,9	0	2,384	0,88237	Slightly disturbed	30	3,8	2,6
29	74,1	22,2	3,7	0	0	0,444	0,64844	Undisturbed	9	2,87	3,6
30	76,4	5,5	1,8	14,5	1,8	0,9	0,72396	Undisturbed	16	2,99	1,8
31	8,9	6,3	54,4	11,4	19	3,38	0,60496	Moderately disturbed	17	3,13	6
32	69,1	18,2	9,1	3,6	0	0,709	0,80887	Undisturbed	18	3,64	0
33	47,7	15,9	13,6	20,5	2,3	1,705	0,75555	Slightly disturbed	17	3,87	0
34	72,1	0	9,3	7	11,6	1,291	0,58688	Slightly disturbed	11	2,33	2,3
35	5,4	61,3	25,3	8,1	0	2,04	0,62216	Slightly disturbed	18	2,14	0
36	66,7	20,8	12,5	0	0	0,688	0,63731	Undisturbed	10	2,72	4



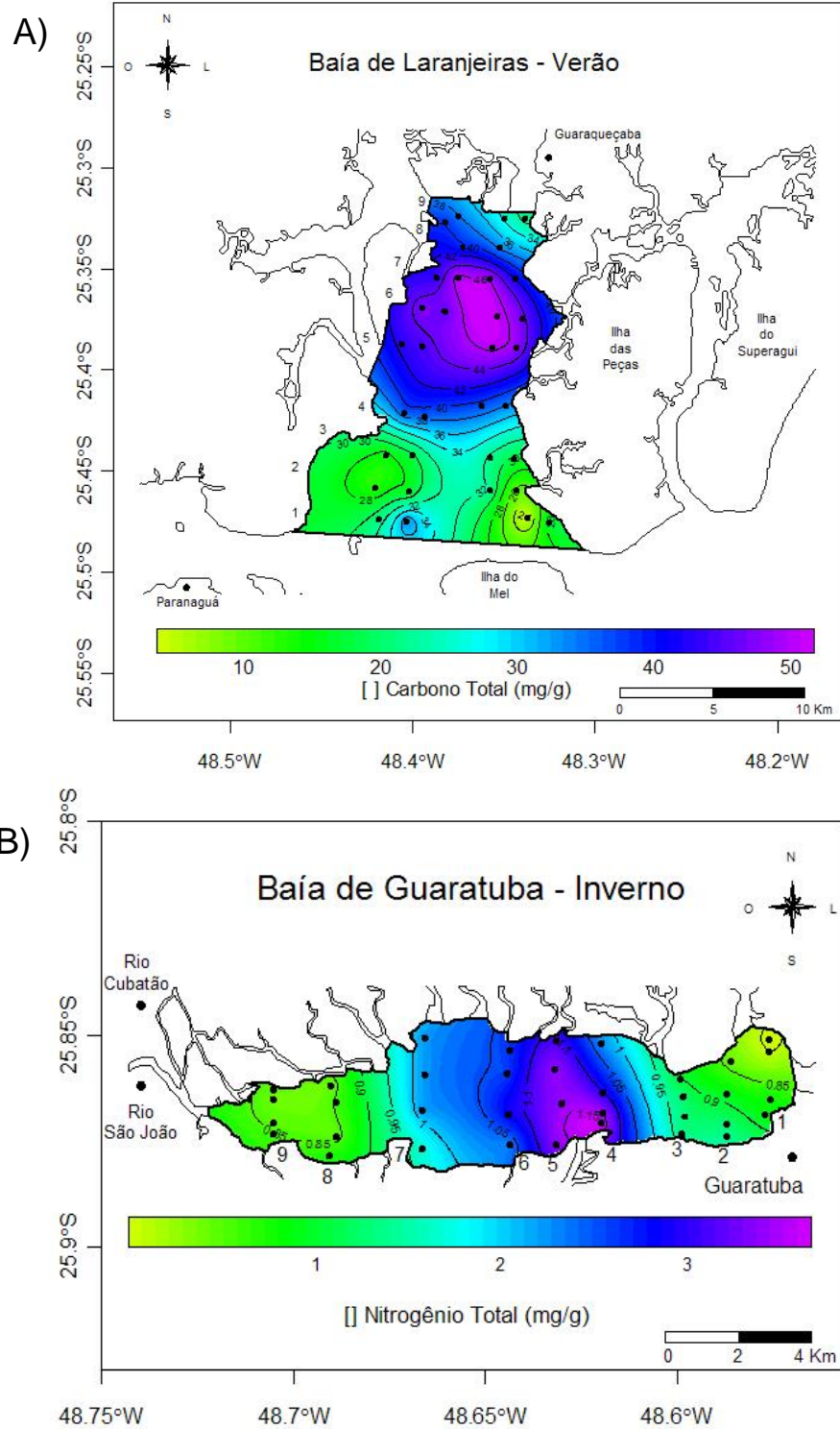
## ANEXO 18.7 - Baía da Babitonga – Campanha de inverno.

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	AMBI	M-AMBI	Disturbance Class.	Richness	Diversity	Not assigned (%)
1	0,4	0,3	99,3	0	0	2,984	0,23971	Slightly disturbed	11	0,08	0
2	16,5	7,4	68,6	1,2	6,2	2,597	0,53242	Slightly disturbed	27	2,13	0,8
3	72,5	13	2,9	8,7	2,9	0,848	0,60328	Undisturbed	15	2,9	0
4	49,3	35,2	1,4	9,9	4,2	1,268	0,7208	Slightly disturbed	25	3,79	2,7
5	46,6	18,8	3,8	6	24,8	2,154	0,83773	Slightly disturbed	47	3,96	3,3
6	28,4	18,9	16,8	12,6	23,2	2,747	0,70043	Slightly disturbed	30	4,08	2,1
7	78	3	5	13	1	0,84	0,59315	Undisturbed	16	2,68	0
8	75,5	6,4	5,5	5,5	7,3	0,941	0,62777	Undisturbed	20	2,84	0
9	40	15	15	0	30	2,475	0,52243	Slightly disturbed	12	3,21	0
10	42,8	22	3,1	3,1	28,9	2,302	0,81115	Slightly disturbed	40	4,32	8,1
11	50	14,7	0	20,6	14,7	2,029	0,62168	Slightly disturbed	18	3,65	10,5
12	38	21,7	3,3	5,4	31,5	2,56	0,73054	Slightly disturbed	32	4,16	3,2
13	27	15,9	9,5	3,2	44,4	3,333	0,5257	Moderately disturbed	20	3,13	1,6
14	15,5	11,7	9,7	1	62,1	4,238	0,51106	Moderately disturbed	29	2,77	1,9
15	14,8	7,8	2,6	1,7	73	4,657	0,34074	Moderately disturbed	18	1,85	0,9
16	26,2	18,5	9,2	4,6	41,5	3,254	0,57327	Slightly disturbed	23	3,42	0
17	65,8	23,8	2	4	4,5	0,861	0,85129	Undisturbed	42	3,71	5,6
18	43,3	13,3	10	6,7	26,7	2,4	0,60704	Slightly disturbed	18	3,71	0
19	17,9	7,1	10,7	0	64,3	4,286	0,31366	Moderately disturbed	9	2,04	3,4
20	45,9	14,9	7,2	8,2	23,7	2,235	0,87426	Slightly disturbed	50	4,21	32,4
21	63,3	25	8,3	0	3,3	0,825	0,78424	Undisturbed	27	4,12	4,8
22	50	20,8	8,3	0	20,8	1,813	0,58429	Slightly disturbed	14	3,38	14,3
23	37,5	17,5	10	2,5	32,5	2,625	0,61353	Slightly disturbed	21	3,68	7
24	33,3	6,1	15,2	6,1	39,4	3,182	0,4917	Slightly disturbed	14	3,12	2,9
25	22,6	6,5	3,2	0	67,7	4,258	0,29824	Moderately disturbed	9	1,83	0
26	42,9	14,3	11,4	11,4	20	2,271	0,62418	Slightly disturbed	18	3,84	5,4
27	80	20	0	0	0	0,3	0,49474	Undisturbed	6	1,95	58,3
28	0	25	50	25	0	3	0,34392	Slightly disturbed	4	2	0
29	56,8	16,1	5,8	20	1,3	1,394	0,74165	Slightly disturbed	28	3,88	8,8
30	0	100	0	0	0	1,5	0,37575	Slightly disturbed	3	1,5	0
31	85,3	14,7	0	0	0	0,221	0,57446	Undisturbed	15	2,12	3,1
32	100	0	0	0	0	0	0,32098	Undisturbed	1	0	0
33	25	25	25	0	25	2,625	0,36356	Slightly disturbed	4	2	0
34	62,4	24,7	0	10,8	2,2	0,984	0,65512	Undisturbed	21	3,12	3,1
35	31,3	28,1	0	31,3	9,4	2,391	0,4749	Slightly disturbed	9	2,81	0
36	80	16,7	0	0	3,3	0,45	0,57814	Undisturbed	11	2,66	0

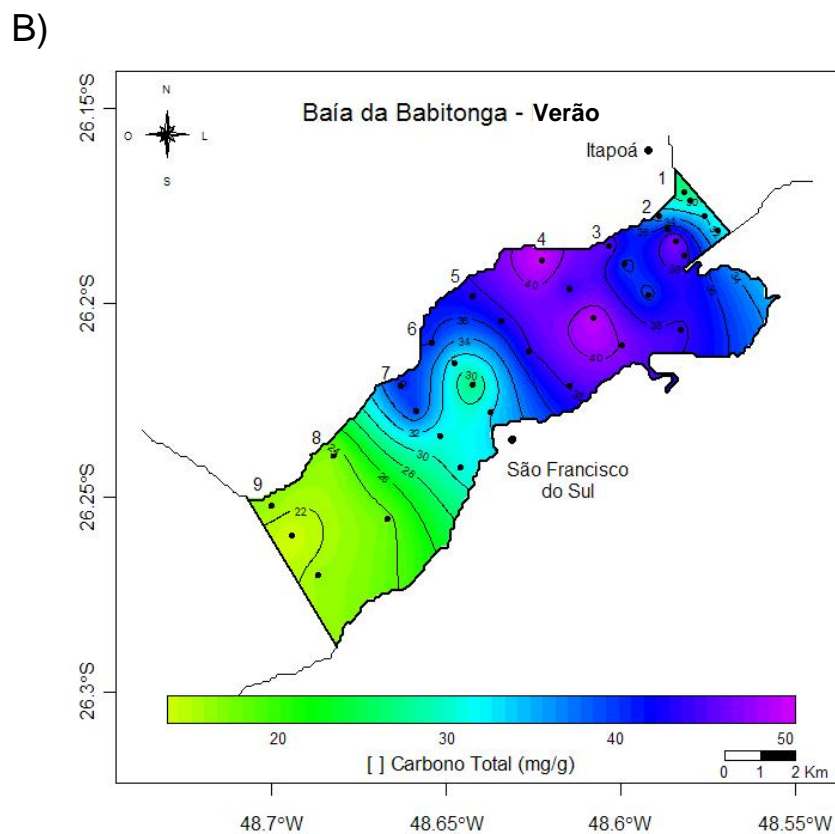
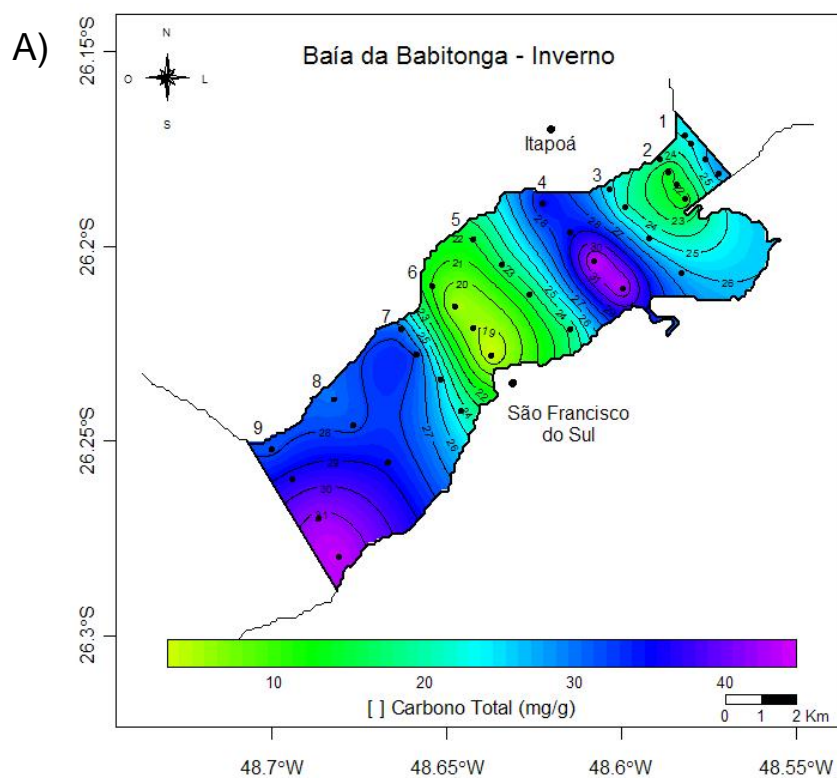
## ANEXO 18.8 - Baía da Babitonga – Campanha de verão.

Stations	I(%)	II(%)	III(%)	IV(%)	V(%)	AMBI	M-AMBI	Disturbance Class.	Richness	Diversity	Not assigned (%)
1	58,6	24,1	6,9	6,9	3,4	1,086	0,63084	Undisturbed	14	3,19	12,1
2	29,8	52,6	7	3,5	7	1,579	0,63971	Slightly disturbed	18	3,54	0
3	75,5	12,2	6,1	2	4,1	0,704	0,58499	Undisturbed	11	2,26	0
4	13,3	46,7	33,3	6,7	0	2	0,56409	Slightly disturbed	12	3,38	11,8
5	63	18,5	1,9	15,3	1,4	1,104	0,73041	Undisturbed	29	3,39	4
6	43,2	31,6	15,8	7,4	2,1	1,405	0,89792	Slightly disturbed	44	5,06	6,9
7	44,4	13,9	19,4	5,6	16,7	2,042	0,57706	Slightly disturbed	14	3,45	0
8	46,5	29,1	15,1	9,3	0	1,308	0,75696	Slightly disturbed	28	4,18	0
9	43,7	46,7	2,2	5,9	1,5	1,122	0,82425	Undisturbed	36	4,28	4,3
10	62,2	28,8	8,1	0,9	0	0,716	0,8353	Undisturbed	32	4,37	7,5
11	46,1	12,4	13,5	24,7	3,4	1,904	0,67373	Slightly disturbed	24	3,91	1,1
12	27,8	34,6	12	3	22,6	2,368	0,74122	Slightly disturbed	36	4,4	7,6
13	27,3	22,7	50	0	0	1,841	0,52679	Slightly disturbed	10	2,76	0
14	41,2	11,8	11,8	29,4	5,9	2,206	0,56653	Slightly disturbed	13	3,57	0
15	36,7	37,5	6,7	18,3	0,8	1,638	0,749	Slightly disturbed	34	3,85	33
16	37	33,3	25,9	3,7	0	1,444	0,64555	Slightly disturbed	16	3,67	6,9
17	38,5	59	1,3	0	1,3	1	0,67999	Undisturbed	21	3,21	3,7
18	60	13,3	13,3	13,3	0	1,2	0,60228	Undisturbed	11	3,15	6,3
19	51,2	22	15,9	6,1	4,9	1,372	0,76886	Slightly disturbed	29	4,35	9,9
20	71,6	21,8	3	3,2	0,4	0,588	0,76744	Undisturbed	36	2,68	10,4
21	45	35	20	0	0	1,125	0,61726	Undisturbed	11	3,31	0
22	85,7	0	0	0	14,3	0,857	0,47773	Undisturbed	3	1,45	0
23	60,9	17,4	17,4	4,3	0	0,978	0,6533	Undisturbed	13	3,53	0
24	55,6	0	33,3	11,1	0	1,5	0,54905	Slightly disturbed	8	2,92	10
25	33,3	26,7	13,3	20	6,7	2,1	0,53346	Slightly disturbed	10	3,19	0
26	28,6	35,7	28,6	0	7,1	1,821	0,55162	Slightly disturbed	10	3,16	12,5
27	62,5	25	12,5	0	0	0,75	0,6784	Undisturbed	15	3,48	13,5
28	40	40	10	10	0	1,35	0,51956	Slightly disturbed	6	2,45	0
29	56,2	21,3	20,2	2,2	0	1,028	0,74449	Undisturbed	24	4,03	2,2
30	100	0	0	0	0	0	0,44126	Undisturbed	1	0	0
31	100	0	0	0	0	0	0,54807	Undisturbed	3	1,58	0
32	0	0	100	0	0	3	0,2236	Slightly disturbed	1	0	0
33	52	32	6	2	8	1,23	0,69885	Slightly disturbed	22	3,71	5,7
34	26,1	47,8	13	4,3	8,7	1,826	0,61734	Slightly disturbed	15	3,76	0
35	50	16,7	16,7	16,7	0	1,5	0,51697	Slightly disturbed	6	2,58	0
36	33,3	0	66,7	0	0	2	0,3571	Slightly disturbed	2	0,92	0

ANEXO 19 - A) Mapa de análise espacial da Baía das Laranjeiras no Verão. Gradiente de concentração de carbono orgânico total (COT).  
 B) Mapa de análise espacial da Baía de Guaratuba no Inverno. Gradiente de concentração de Nitrogênio total.



ANEXO 20 - Mapa de análise espacial da Baía da Babitonga no inverno (A) e verão (B). Gradiente de concentração de carbono orgânico total (COT).



## ANEXO 21

Scripts da análise geoestatística e da análise de redundância (RDA).

##### MAPA GLM #####

```
rm(list=ls())
setwd("C://Documents and Settings//Wagner//My Documents//Dissertação//Cananéia")
###-----Carregando as bibliotecas necessárias
library(xlsReadWrite)
library(geoR)
library(maptools) #Para o MapGen2SL
library(geoRglm)
library(spacial)
```

###-----Desenhando o mapa

```
lICRS <- CRS("+proj=longlat +ellps=WGS84") #Sem isso a longitude fica prejudicada
cana <- MapGen2SL("cananeia.dat",lICRS)
cana
summary(cana)
par(mar=c(2.5,2,0.5,0.5))
plot(cana,axes=T,col="gray3")#Não precisa usar eqscplot porque foi gerado com MapGen2SL
points(-47.93,-25.02,pch=19)
text(-47.939,-25.025,"Cananéia", cex=1)
text(-47.900,-25.026,"Ilha\nComprida", cex=1)
text(-47.924,-25.092,"Ilha\ndo\nCardoso", cex=1)
```

**# BORDA e PONTOS**

```
tabxls <- read.xls("CanInvernoTotal.xls")
dados <- as.geodata(tabxls,data.col=5)
dados
borda <- read.xls("Cananeia.border.xls")
borda
points(borda,type="l")
tab<-read.xls("CanInvernoTotal.xls", sheet=2)
tab
points(tab$x,tab$y,cex=0.7, pch=19)
```

**#TRANSECTOS**

```
text(-48.0343,-25.052, "9",cex=1, family = "JP1", font=1)
text(-48.028,-25.073, "8",cex=1, family = "JP1", font=1)
```



```
text(-48.018,-25.079, "7",cex=1, family = "JP1", font=1)
text(-47.987,-25.084, "6",cex=1, family = "JP1", font=1)
text(-47.964,-25.0877, "5",cex=1, family = "JP1", font=1)
text(-47.948,-25.0838, "4",cex=1, family = "JP1", font=1)
text(-47.94,-25.0815, "3",cex=1, family = "JP1", font=1 )
text(-47.929,-25.07872, "2",cex=1, family = "JP1", font=1)
text(-47.918,-25.0695, "1",cex=1, family = "JP1", font=1)
```

### #Poisson

```
mcmc.t <- mcmc.control(S.scale = 0.6, thin=10, n.iter=200, burn.in=100)
model.t <- list(cov.pars=c(0.6, 0.01), beta=1, family="poisson")
outmcmc.t <- glsm.mcmc(dados, model= model.t, mcmc.input = mcmc.t)
mcmcobj.t <- prepare.likfit.glsm(outmcmc.t)
lik.t <- likfit.glsm(mcmcobj.t, ini.phi = 0.1, fix.nugget.rel = TRUE)
grid <- expand.grid(seq(-48.03909,-47.90915,by=0.0003), seq(-25.08599,-
25.02267,by=0.0003))
krig <- pois.krige(dados, loc=grid, krige=list(cov.pars=c(1,1),beta=1),mcmc.input=mcmc.t)
```

```
image(krig, border=borda, loc=grid, col=rainbow(50, start=.2, end=.8),
coords.data=dados$coords, xlab="Coord X", ylab="Coord Y",add=T)
contour(krig, border=borda,coords.data=dados$coords, xlab="Coord X", ylab="Coord
Y",add=T, axes=F)
```

```
legend.krige(x.leg=c(-48.04909,-47.8815),
y.leg=c(-25.12,-25.115),dados$data,
vert=FALSE, off=-3, cex=1,
col=rainbow(50, start=.2, end=.8))
```

---

### # Script RDA

```
rm(list=ls())
setwd("C:/Users/Wagner/Documents")
library(sciplot)
library(vegan)
dadosR<- read.table("C:/Users/Wagner/Documents//RegCanInv.txt",header=TRUE, dec=",")
head(dadosR)
biot <- dadosR[,2:5]
N <- dadosR[,6]
P <- dadosR[,7]
```

```
MO <- dadosR[,8]
C <- dadosR[,9]
Média <- dadosR[,10]
Seleção <- dadosR[,11]
Cascalho <- dadosR[,12]
Areia <- dadosR[,13]
Silte <- dadosR[,14]
Argila <- dadosR[,15]
Finos <- dadosR[,16]
CaCO3 <- dadosR[,17]
Energia <- dadosR[,18]
abiot <- data.frame(N,P,MO,C,Média,Seleção,Cascalho,Areia,Argila,Finos,CaCO3,Energia)
meu.rda <- rda(sqrt(biot+.1) ~
N+P+MO+C+Média+Seleção+Cascalho+Areia+Argila+Finos+CaCO3+Energia,abiot)
plot(meu.rda)
summary(meu.rda)
```